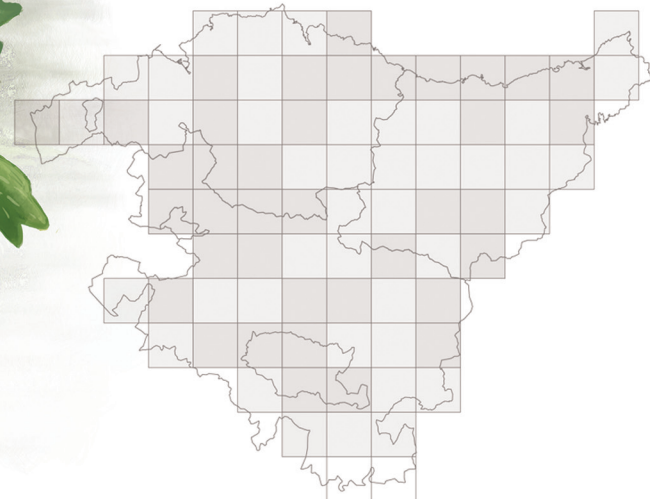


# Euskadi

# Hegazti habiagileen atlasa

# Atlas de aves nidificantes



Euskadi

Hegazti habiagileen atlasa

Atlas de aves nidificantes



# Euskadi

## Hegazti habiagileen atlasa

## Atlas de aves nidificantes

Juan Arizaga, Maite Laso, Javier Rodríguez-Pérez,  
Olatz Aizpurua, Ignacio García-Serna,  
Héctor González, Mikel Olano, Brian Webster,  
Gorka Belamendia, Iñigo Zuberogoitia, Luis M. Carrascal

Babesleak / Apoyan:



Laguntzaileak / Colaboradores:



Edizioa / Edita:



Zorroagaina 11, 20014 Donostia - San Sebastián

Tel.: 943466142

Emaila / Correo: aranzadi@aranzadi.eus

www.aranzadi.eus

Editoreak / Editores: Juan Arizaga, Maite Laso, Javier Rodríguez-Pérez, Olatz Aizpurua, Ignacio García-Serna, Héctor González, Mikel Olano, Brian Webster, Gorka Belamendia, Iñigo Zuberogoitia, Luis M. Carrascal

Irudiak / Ilustraciones: Alex Mascarell

Itzulpenak / Traducciones: Elhuyar, Esther López Epelde

Diseinua eta maketazioa / Diseño y maquetación: Javier Arbilla

Inprimatzea / Impresión: Navaprint Gráficas S. L.

ISBN: 978-84-17713-87-4

L.G./D.L. D 00794-2023

Liburua aipatzeko gomendioa / Recomendación para citar el libro:

Arizaga, J., Laso, M., Rodríguez-Pérez, J., Aizpurua, O., García-Serna, I., González, H., Olano, M., Webster, B., Belamendia, G., Zuberogoitia, I., Carrascal, L. M. 2023. Euskadi. Hegazti habiagileen Atlas / Atlas de aves nidificantes. Aranzadi Zientzia Elkarte, Donostia.

Kapituluak edo espezieen fitxak aipatzeko gomendioa / Recomendación para la cita de fichas de especies o capítulos:

Carrascal, L. M. 2023. Mendi-tuntuna - Acentor alpino - *Prunella collaris*. En: Arizaga, J., Laso, M., Rodríguez-Pérez, J., Aizpurua, O., García-Serna, I., González, H., Olano, M., Webster, B., Belamendia, G., Zuberogoitia, I., Carrascal, L. M. (Eds.), Euskadi. Hegazti habiagileen Atlas / Atlas de aves nidificantes, 366-367. Aranzadi Zientzia Elkarte, Donostia.

# HITZAURREA

Iñigo Urkullu Renteria  
Lehendakaria

Euskadi, bere kokapen geografikoagatik, dibertsitate handiko eta habitat-mota ugari lurrean da. Aniztasun hori guztia eremu nahiko txiki eta garapen sozioekonomiko handikoan bildua dago, gainera. Hori dela eta, gure ondare naturalaren kontserbazioaren eta gure ekoizpen-sarea osatzen duten sektoreen iraunkortasunaren arteko oreka kontu handiz zaindu beharra dago.

Natura 2000 Sareak gure lurraldearen % 20,5 hartzen du, eta erakunde publikoak ondo dakigu biodibertsitatea gure zelai, baso eta hiriguneen parte dela, Sare horren mugez harago. Horiek horrela, Euskadiko Biodibertsitate Estrategia bat dator Nazio Batuen 2030 Agendako Garapen Iraunkorreko Helburuekin. Izan ere, 15. helburuak dio ezinbestekoa dela «lurreko ekosistemen erabilera iraunkorra babestea, lehengoratztea eta sustatzea, basoak modu jasangarrian kudeatzea, basamortutzeari aurre egitea, lurraren degradazioa gelditzea eta iraultzea, eta aniztasun biologikoaren galera geldiaraztea».

Datu fidagarri eta egiaztatu nahikoa izatea oinarritzkoa da Garapen Iraunkorreko Helburuak betetzera eta biodibertsitatea zaintzera bideratutako politika eta kudeaketa-neurriak behar bezala garatzeko eta haien eraginkortasuna ebaluatzeko. Arlo horretan, Euskadiko hegazti habiagileen atlas hau giltzarri izango da, hegazti horien populazioaren banaketari eta ugartasunari buruz orain arte egin den lan handinahi, zorrotz eta zehatzena baita.

Aranzadi Zientzia Elkartearen ekimena eta proiektuan parte hartu duten erakunde eta pertsonak batzeko gaitasuna goraiatzeko eta eskertzeko modukoak dira. Eusko Jaurlaritzak atlas honetan parte hartzeko eta egindako lana babesteko aukera izan du. Eta horrek argi erakusten du erakunde publiko eta pribatuen arteko elkarlana gure gizartea garapen- eta iraunkortasun-maila handiagoetara eramateko funtsezkoa dela.

# PRÓLOGO

Iñigo Urkullu Renteria  
Lehendakaria

Euskadi, por su particular posición geográfica, es un territorio diverso que cuenta con una gran variedad de hábitats. Esta diversidad tiene lugar en un espacio relativamente pequeño y con un importante desarrollo socio-económico, lo que obliga a prestar especial cuidado en el delicado equilibrio entre la conservación de nuestro patrimonio natural y la sostenibilidad de los sectores que conforman nuestro tejido productivo.

La Red Natura 2000 cubre una superficie equivalente al 20,5% de nuestro territorio y las instituciones públicas somos conscientes de que la biodiversidad también forma parte de nuestros campos, bosques y núcleos urbanos más allá de los límites de esta Red. En este contexto, la Estrategia de Biodiversidad de Euskadi se alinea con los Objetivos de Desarrollo Sostenible de la Agenda 2030 de Naciones Unidas, cuyo Objetivo 15 establece la necesidad de 'promover el uso sostenible de los ecosistemas terrestres, luchar contra la desertificación, detener e invertir la degradación de las tierras y frenar la pérdida de la diversidad biológica'.

El aporte de datos contrastados, fiables y suficientes es una herramienta esencial para el buen desarrollo y evaluación de la eficacia de las políticas y medidas de gestión destinadas a cumplir con los Objetivos de Desarrollo Sostenible y conservación de la Biodiversidad. Este Atlas de aves nidificantes de Euskadi está llamado a ser un elemento clave en este ámbito. Nunca hasta la fecha habíamos contado con un trabajo tan ambicioso, exhaustivo y detallado sobre la distribución y abundancia de las poblaciones de aves reproductoras en Euskadi.

La iniciativa de la Sociedad de Ciencias Aranzadi y su capacidad para aglutinar las diferentes entidades y personas que han colaborado en el proyecto son motivo de elogio y agradecimiento. El Gobierno Vasco ha tenido la oportunidad de apoyar y participar en la elaboración y ejecución de este Atlas. Este es un ejemplo de que la colaboración público-privada es capital para hacer avanzar a nuestra sociedad hacia cotas más altas de desarrollo y sostenibilidad.



# HITZAURREA

Jokin Otamendi

Aranzadi Zientzia Elkartearen Presidentea

Aranzadi Zientzia Elkartearen estatutuaren helburuetako bat gure natura-ingurunea aztertzea eta sortutako jakintza zabaltzea da. Ornitologia Saila aitzindaria da hegaztien eraztuntze zientifikoan, eta estatuko lehen eraztuntze-bulegoa sortu zuen. Hori dela eta, Europan eraztuntze zientifikoa koordinatzen eta ofizialtzen duen Euring erakundeko kide da, eskubide osoarekin. Gaur egun, Euskadiko erreferentzia zientifikoa gara hegaztien errolden segimenduan eta garapenean. Eta horren adierazgarri diren hainbat proiektu ditugu; besteak beste: ehunka lagunek parte hartzen duten eta herritarren zientziaren eredu bihurtu den Ornitho Euskadi ataria; hegazti-espezieak monitorizatzeko eta aztertzeko programak (Enarak proiektuak, adibidez, herritarrekin elkarlanean enarak eta sorbeltzak babestea du helburu); eta Donostiako, Gasteizko eta Iruñerriko hegazti habiagileen atlasak. Horien artean proiektu bat nabarmentzen bada, esku artean duzun Euskadiko hegazti habiagileen atlasa da.

Atlas honek autonomia-erkidegoan ugaltzen diren 180 hegazti-espezieen banaketari eta ugaritasunari buruzko jakintza eguneratu du. Inoiz ez genuen datu hain zehatz eta osorik eduki. Gure hegaztien inguruko jakintza izugarri aberastu du, zalantzarik gabe, eta Aranzadin harro gaude egindako lanaz. Gainera, Euskadiko hegaztiak eta natura-ondarea kudeatzeko eta zaintzeko tresna oso erabilgarria da. Funtsean, benetako eta aparteko informazioa ematen du, gizarte bidezkoago eta iraunkorrago bat eraikitzeko.

Presidente gisa, beren babesa eta elkarlana eskertzen dizkiet Eusko Jaurlaritzari, Arabako, Bizkaiko eta Gipuzkoako foru-aldundiei, udalei, naturalista-elkarteei, Aranzadiko Ornitologia Saileko langileei eta boluntario gisa lanean aritu direnei, proiektu hau egi bihurtzen lagundu digutelako. Lurraldeko eragileekin elkarlanean aritzea eta sinergiak bilatzea ere gure elkartearen helburu estrategikoak dira.

# PRÓLOGO

Jokin Otamendi

Presidente de la Sociedad de Ciencias Aranzadi

La Sociedad de Ciencias Aranzadi tiene entre sus fines estatutarios el estudio de nuestro medio natural y la divulgación del conocimiento generado. El Departamento de Ornitología ha sido pionero en el anillamiento científico de aves y constituyó la primera oficina de anillamiento a nivel estatal. Por ello, es miembro de pleno derecho de Euring, entidad que coordina y oficializa el anillamiento científico en Europa. En la actualidad somos el referente científico en el seguimiento y desarrollo de censos de aves en Euskadi. De ello son testimonio diferentes proyectos como el portal Ornitho Euskadi, que se ha convertido en el mejor ejemplo de ciencia ciudadana y en el que colaboran cientos de personas, los programas de monitorización y estudios de especies de aves, como el proyecto Enarak, destinado a impulsar la protección de golondrinas, vencejos y aviones en colaboración con la ciudadanía, o los atlas municipales de aves nidificantes de Donostia, Vitoria-Gasteiz e Iruñerria. Pero, si de entre todos ellos cabe destacar un proyecto, ese es precisamente el Atlas de aves nidificantes de Euskadi que ahora tienes en tus manos.

Este Atlas actualiza el conocimiento existente sobre la distribución y abundancia de las 180 especies de aves que se reproducen en la comunidad autónoma. Nunca antes habíamos contado con unos datos tan precisos y completos. Es, sin duda, un hito en el conocimiento de nuestras aves y un motivo de orgullo para Aranzadi. Además, es una herramienta muy útil en el ámbito de la gestión y la conservación de las aves y el patrimonio natural de Euskadi. En última instancia, aporta información veraz y de calidad para construir una sociedad más justa y sostenible.

Como Presidente, quiero finalmente agradecer el apoyo y colaboración del Gobierno Vasco, las diputaciones forales de Araba, Bizkaia y Gipuzkoa, los ayuntamientos, las asociaciones naturalistas, el personal del Departamento de Ornitología de Aranzadi y las personas voluntarias que han contribuido a hacer realidad este proyecto. La colaboración y la búsqueda de sinergias con los diferentes agentes del territorio son, también, objetivos estratégicos de nuestra Sociedad.





# HITZAURREA

José Luis Tellería

Madrilgo Unibertsitate Konplutentsea

1979ko irailean VI. *International Congress on Bird Census Work* biltzarrean izan nintzen; Göttingenen, hain zuzen ere, hamaika urte geroago bateratuko zen Alemaniako herrialdearen mendebaldean. Garai hartan, Europan atlas ornitologikoak egiten ari ginen, eta, biltzarretan, herrialde bakoitzak bere esperientziaren eta aurrerapenen berri ematen zuten. Britainia Handiko atlasa 1976an argitaratu zuten, eta hurrengo zein izango ote zen ikusmin handia genuen. Bilera haietan Ekialdeko Europako kideek ere parte hartzen zuten, eta, maiz, eskolta eramaten zuten; bizkartzain zuhurrek, seguru zeudela zaintzeaz gain, haien jardueren berri ematen zuten. Bitxia zen giroa. Hainbeste, harrera egin zigun herrialdea zatitzen zuen gotorleku, alambre-hesi eta polizia sistema ezagutzeko bisita deseroso batek kexak eragin baitzituen. Kide horietako batek, irribarretsua eta ile-kizkurra bera, pasta-betaurrekoak jantzita eta beti trintxera bereizezin bat alboan ibiltzen zena, gure taldearekin bat egin zuen hoteleko tabernan. Bizkartzainetatik urrun eta, beharbada, garagardoak berotuta, atlasa bukatu zutela esan zigun, baina ez zietela argitaratzen uzten. Harri eta zur utzi gintuen. Basoko hegaztien banaketaren hutsune handiek euri azidoaren eragina erakusten zuten, eta agintariak ez omen zeuden prest ingurune-hondamen hura zabaltzeko. «Hegaztiak meatzeetako kanarioak baitira» esan zuen lagun batek, hainbeste txori zituen esaldi hura hain aproposa ere ez ote zen zalantzan. Hitz horiek, ordea, atlasak hegaztien eta beren ingurunearen segimendua egiteko zeinen erabilgarriak diren gogoratzeko balio izan didate ordudanik.

Euskadiko lehen atlas ornitologikoa 1985ean argitaratu zen, Aranzadik koordinatutako zenbait espezialistaren lan goresgarriari esker. Gainerako ornodunak ere aztertu zituzten, gainera. Gertakari gogoangarria izan zen hura. Ordudanik Espainiako hainbat atlas argitaratu dira, eta, orain, liburu honek 2016tik 2020ra ehun ornitologok baino gehiagok bildutako informazioa ematen digu. Haietako datuak aditu-talde batek landu ditu gero, espezieen ugaritasuna eta potentzialtasuna deskribatzeko, hori jakitea funtsezkoa baita hegaztiak zaintzeko. Kasu honetan ere, Göttingeneko «meatzeetako kanarioen» gogoetak balio du. Atlasak agerian jarri du, adibidez, basoko zenbait hegazti hedatu egin direla eta nekazaritza-inguruneetako loturiko hegaztiak, berriz, gainbeheran daudela. Joera horiek etorkizunean zehatzago aztertuko dituzte, zalantzarik gabe.

Azkenik, atlas hau, euskal ornitologoaren ahalegin handiaren eta talde-lan itzelaren erakusgarri ez ezik, zientzia-dibulgaziorako tresna bikaina ere bada. Nire ustez, hegaztiak eta beren habitata ezagutzeak naturaren ezinbesteko errespetua barneratzen laguntzen du, eta baita inguratzen gaituen mundua aztertzeke zientzia baloratzen ere.

Euskal hegazti-faunaren azterketan gertakari gogoangarri berri bat da hau. Bejondeizuela.

# PRÓLOGO

José Luis Tellería

Universidad Complutense de Madrid

En septiembre de 1979 asistí al VI *International Congress on Bird Census Work* celebrado en Göttingen, en la parte occidental de una Alemania que se reunificaría once años después. En ese tiempo se trabajaba en la elaboración de los atlas ornitológicos europeos y en los congresos se compartían las experiencias y avances de cada país. El atlas británico se había publicado en 1976 y había cierta expectación por saber quién sería el siguiente el siguiente. A estas reuniones asistían algunos colegas de Europa del este, frecuentemente escoltados por unos discretos hombres que velaban por su seguridad e informaban de sus actividades. El ambiente era raro. De hecho, hubo quejas por lo embarazoso de una visita al sistema de fortificaciones, alambradas y policías que dividían al país anfitrión. Uno de estos colegas (sonriente, pelo rizado, con gafas de pasta y una inseparable trinchera) se unió a nuestro grupo en el bar del hotel. Lejos del escolta y tal vez animado por las cervezas, nos confesó que ya habían terminado el atlas pero que no les dejaban publicarlo. Ante nuestra extrañeza, respondió que los grandes huecos en la distribución de las aves forestales reflejaban el impacto de la lluvia ácida y que sus autoridades no estaban dispuestas a divulgar ese desastre ambiental. 'Es que las aves son el canario de la mina' comentó alguien no muy seguro de la brillantez de una frase con tanto pájaro. Pero ese comentario me ha servido desde entonces para recordar la utilidad de los atlas en el seguimiento de las aves y su entorno.

El primer atlas ornitológico de Euskadi se publicó en 1985 gracias al meritorio trabajo de unos cuantos especialistas coordinados por Aranzadi. Todo un hito por incluir, además, al resto de vertebrados. Posteriormente, han aparecido sucesivas entregas en los atlas españoles y, ahora, este volumen nos ofrece la información recogida por más de cien ornitólogos entre 2016 y 2020. Los datos han sido posteriormente elaborados por un equipo de expertos para describir la abundancia y potencialidad del hábitat de las especies, dos aspectos clave para su conservación. Y, también en este caso, el "canario de la mina" de Göttingen ha funcionado. El atlas evidencia, por ejemplo, la expansión de varias aves forestales y el preocupante retroceso de las ligadas a los ambientes agrícolas, tendencias que sin duda suscitarán estudios más detallados en el futuro.

Finalmente, me gustaría resaltar que este atlas es, además de un canto al esfuerzo del colectivo ornitológico vasco, un potente instrumento de divulgación científica. Creo que conocer las aves y sus hábitats ayuda a interiorizar el necesario respeto a la naturaleza y a valorar la utilidad de la ciencia en el estudio del mundo que nos rodea.

Enhorabuena por este nuevo hito en el estudio de la avifauna vasca.



## PARTE-HARTZAILEAK

Atlas hau egiteko iturria ornitologo ugari bildutako datuak izan dira. Segidan, 2016 eta 2019 artean zentsu estandarizatuetan —kualitatibo eta kuantitatiboetan— parte hartu zuten 59 pertsonen zerrenda aurkezten da.

Aginako, Igor	Galdos, Aitor
Aizpurua, Olatz	Gallagher, Richard
Alfonso, Mikel	Garayo, Juan Ramón
Andrés, Juan Carlos	García-Serna, Ignacio
Arbeloa, Lukas	Garitagoitia, Unai
Artíguez, Gorka	Garmendia, Iñaki
Azkue, Eneko	Garston, Harold
Beñaran, Haritz	Gimón, José María
Borrego, Julia	Gómez, Jordi
Caramés, José	González, Carmen
Cortajarena, Cayetano	González, Héctor
Díaz, Beñat	Guerrero, Marina
Díaz, Eneko Julen	Gutiérrez, Óscar
Etxezarreta, Jon	Herrero, Alfredo
Galarza, Aitor	Herrero, José Antonio

## ESKERTZAK

Begi-bistakoa bada ere, nabarmendu behar da Atlas honen moduko proiektu bat ezin dela gauzatu jende askoren lankidetzaz gabe eta erakunde askoren laguntza gabe. Testuinguru horretan, gainera, adierazi behar da laginketa-eskalak, orain arte egindakoetan baino zehatzagoa denez, ahalegin are handiagoa eskatu duela (zentsuak 5x5 km-ko UTM gelaxkatan egin dira).

Hasteko, lan hau eskaini behar zaie zentsuen bidez eta ugaltzen diren espezieen aipamenei bidez proiektuan parte hartu duten ehunka pertsonari, baita Ornitho Euskadi atariari ere, hura izan baita, zentsu estandarizatuekin batera, Atlas honetarako informazio-iturri garrantzitsua. Eskerrak ematen dizkiegu, gainera, era batera edo bestera protokolo espezifiko bidez espezie jakin batzuen jarraipena egiten duten ornitologoei eta erakundeei; izan ere, datu horiek eskuratzea ahalbidetu dute, eta horri esker osatu ditugu lan honetan erakusten diren datuak.

Atlas honetan landu den espezie bakoitzak banaketa-eremuaren aldaketa-mapa bat darama, zeinean alderatzen baitira egungo banaketa eta Espainiako hegazti ugaltzaileen 2003ko atlasean lortutakoa. Análisi hori egin ahal izateko,

## PARTICIPANTES

Este Atlas se nutre de datos recolectados por un gran número de ornitólogos. A continuación se incluye el listado de 59 personas que participaron en los censos estandarizados llevados a cabo durante el periodo 2016-2019.

Hidalgo, Jon	Olano, Mikel
Hurtado, Roberto	Pérez de Ana, Juan Manuel
Laso, Maite	Ruiz, Julio
Leiza, Aitor	Salvador, Mikel
Lekuona, Aitor	Salvatierra, Emilio
López de Armentia, Alfonso	Saralegi, Xabier
López de Luzuriaga, Javier	Sarasua, Asier
Luengo, Alberto	Unanue, Azaitz
Márquez, Germán	Unzueta, Juntxo
Martín, Ramón	Urruzola, Aitzol
Martínez, Francisco	Vázquez, Javier
Martínez, Iñaki	Webster, Brian
Mazuelas, David	Zufiaur, Francisco
Miguélez, Andrea	Zuluaga, Álvaro
Múgica, Jon	

## AGRADECIMIENTOS

Por obvio que pueda resultar, hay que destacar que un proyecto de la naturaleza de este Atlas no es factible sin la colaboración de mucha gente y el apoyo de muchas instituciones. En este contexto, además, debe señalarse que la escala de muestreo, más precisa que lo que se había hecho hasta la fecha ha requerido, si cabe, un esfuerzo mayor (los censos han sido llevados a cabo en celdas UTM de 5x5 km).

Empezamos esta sección agradeciendo a las centenas de personas que han colaborado con el proyecto a través de los censos así como el reporte de citas de aves reproductoras, incluyendo las que utilizan el portal Ornitho Euskadi, el cual ha sido, junto con los censos estandarizados, la fuente de información más importante para este Atlas. Extendemos el agradecimiento a los ornitólogos y las instituciones que, de un modo u otro, llevan a cabo el seguimiento de determinadas especies, a través de protocolos específicos, y han facilitado el acceso de esos datos para complementar los datos que se muestran en esta obra.

Cada una de las especies tratadas en el Atlas lleva un mapa de cambio en el área de distribución, en el cual se compara la distribución actual con la obtenida en el atlas de aves re-

10x10 km-ko UTM gelaxken eskalan detektatutako espezieen zerrenda helarazi zigun SEO/BirdLife-k.

2016an Aranzadi Zientzia Elkarteko Ornitologia Sailak Atlasa egitea planteatu zuenetik, zenbait erakundek konfiantza jarri zuten koordinazio-taldean. Hasierako laguntza hori gabe, proiektu hau ez zatekeen posible izango. Eskerrak ematen dizkiegu Arabako Natur Institutuari, Lanius Ornitologia-Elkarteari, Itsas Enara Ornitologia-Elkarteari eta Gipuzkoako Foru Aldundiari. Gainera, elkarre horiek probintzia mailako zentsu estandarizatuen koordinazioaren buru izan ziren.

Proiektuan zehar, erakundeen laguntza behar izan zen Atlasaren zati bat finantzatzeko. Eusko Jaurlaritzak ahalegin nabarmena egin zuen lurralde osoan gaueko hegaztien zentsu bat babesteko, eta Araban hegazti arrunten zentsu estandarizatuak egiteko. Zentsu horien beste zati bat Arabako Foru Aldundiak finantzatu zuen. Hori gabe, probintzia horretako laginketa-estaldura eskasa izango zen. Arabako Foru Aldundiak, gainera, finantzaketaren zati handi bat babestu zuen, datuak berrikusteko, analizatzeko, modelizatzeko...

Arlo honetan, Aranzadi Zientzia Elkarre Eusko Jaurlaritzako Biodibertsitate Zuzendaritzarekin duen lankidetzahitzarmenaren balioa azpimarratu nahi genuke.

Era berean, Bizkaiko Foru Aldundiarekin eta Gipuzkoako Foru Aldundiarekin izandako lankidetzeta eta konfiantza eskertzen dugu.

productoras de España de 2003. Para poder hacer este análisis, SEO/BirdLife facilitó la relación de especies detectadas a escala de celdas UTM de 10x10 km.

Desde que en 2016 el Departamento de Ornitología de la Sociedad de Ciencias Aranzadi planteara llevar a cabo este Atlas, fueron varias las entidades que confiaron en el equipo de coordinación. Sin aquel primer apoyo, este proyecto no hubiera sido posible. Gracias al Instituto Alavés de la Naturaleza, la Sociedad Ornitológica Lanius, Itsas Enara Ornitologi Elkarrea y la Diputación Foral de Gipuzkoa, quienes, además, se pusieron al frente de la coordinación de los censos estandarizados a escala provincial.

A lo largo del proyecto fue necesario el apoyo institucional para financiar una parte del Atlas. El Gobierno Vasco hizo un esfuerzo destacable al apoyar un censo de aves nocturnas en todo el territorio, parte del censo de aves comunes en Araba así como una parte significativa del trabajo de oficina (revisión de datos, análisis, modelización...).

En este ámbito, quisiéramos destacar el valor del convenio de colaboración que la Sociedad de Ciencias Aranzadi mantiene con la Dirección de Biodiversidad de Gobierno Vasco. Por su lado, la Diputación Foral de Araba financió otra parte del censo de aves comunes en esta provincia.

Asimismo, agradecemos la colaboración y confianza con la Diputación Foral de Bizkaia y la Diputación Foral de Gipuzkoa.

# AURKIBIDEA

# ÍNDICE

<b>SARRERA</b>	<b>17</b>	<b>INTRODUCCIÓN</b>
<b>METODOLOGIA. 1. Lan honetan barneratutako eremua, denbora-tartea eta espezieak</b>	<b>19</b>	<b>METODOLOGÍA 1. Área, periodo de estudio y especies consideradas en esta obra</b>
Aztertutako eremua	19	Área de estudio
Aztertu den denbora-tartea	20	Periodo de estudio
Obra honetan kontuan hartutako espeziak	20	Especies consideradas en esta obra
<b>METODOLOGIA. 2. Zentsuak</b>	<b>21</b>	<b>METODOLOGÍA 2. Censos</b>
Zentsu kualitatiboak	21	Censos cualitativos
Zentsu kuantitatiboak	23	Censos cuantitativos
Beste iturri batzuk	24	Otras fuentes
<b>METODOLOGIA. 3. Mapak, ereduak eta estimazioak</b>	<b>26</b>	<b>METODOLOGÍA 3. Mapas, modelos y estimas</b>
Banaketa-mapa, 5x5 km-ko gelaxken eskalan	26	Mapa de distribución a escala de celdas de 5x5 km
Presentzia-probabilitatearen banaketa modelizatuaren mapa	30	Mapa de distribución modelizada de la probabilidad de presencia
Aldaketa-mapa	37	Mapa de cambio
Populazio estimazioak	41	Estimas poblacionales
<b>ESPEZIEEN FITXAK</b>	<b>57</b>	<b>FICHAS DE ESPECIES</b>
Espezieen fitxen interpretazioa	58	Interpretación de fichas de especies
Espezie autoktonoak	60	Especies autóctonas
Espezie exotikoak	410	Especies exóticas
Espezie desagertuak nahiz ugalketa ziurgabea, irregularra edo aldizkakoa dutenak	420	Especies extintas y de reproducción incierta, irregular u ocasional
<b>EUSKADIKO HEGAZTI HABIAGILEEN BANAKETA ETA HAIEN ABERASTASUNAREN ALDAKETA</b>	<b>429</b>	<b>DISTRIBUCIÓN Y CAMBIO DE LA RIQUEZA DE AVES NIDIFICANTES EN EUSKADI</b>
Sarrera	429	Introducción
Metodologia	429	Metodología
Emaitzak	431	Resultados
<b>BIBLIOGRAFIA</b>	<b>442</b>	<b>BIBLIOGRAFÍA</b>
<b>ERANSKINAK</b>	<b>462</b>	<b>APÉNDICES</b>
<b>ESPEZIEEN AURKIBIDEA</b>	<b>472</b>	<b>ÍNDICE DE ESPECIES</b>



# SARRERA

## Zergatik Euskadiko hegazti habiagileen atlasa?

2010eko hamarkadaren erdialdean, hegazti habiagileen zenbait atlas martxan zeuden; besteak beste, Europakoa<sup>[1]</sup>, Espainiakoa<sup>[2]</sup> eta Kataluniakoa<sup>[3]</sup>. Gauzak horrela, Aranzadi Zientzia Elkarteak ohartu zen Euskadira ere beharrezkoa zela gaur egungo atlas bat edukitzea, lurraldean ugaltzen diren hegaztien banaketari eta ugaritasunari buruzko ezagutza eguneratzeko. Kontuan izan behar da Euskadiko hegazti ugaltzaileen atlas bakarra 1980ko hamarkadakoa zela<sup>[4]</sup>. Ondoren, ekimen batzuk egin ziren probintzia mailan<sup>[5]</sup>. Haietako asko, 2003an argitaratutako Espainiako hegazti habiagileen atlasarako<sup>[6]</sup> egindako araketen babesean. Kasu guztietan, 10×10 km-ko UTM gelaxkadun lauki batean oinarritutako lanak ziren, zeinetan soilik espezieen presentziari eta ezari buruzko datuak erakusten baitziren, ugaritasun-estimaziorik gabe, eta banaketa-eremuan egoteko probabilitatea edo banaketa-eremuko aldaketak zehazteko kuantifikaziorik gabe.

Testuinguru horretan, eta Euskadiko hegazti habiagileen atlas berri bat egiteko erabakia hartuta, Espainiako atlasarako bildutako datuak erabiltzea pentsatu zen, besteak beste. Hala ere, sakon analizatu ondoren, diagnostikatu zen estatuko lan-eskala (10×10 km-ko UTM) oso larria zela Euskadikoaren moduko azalera duen lurralde baterako (7000 km<sup>2</sup> inguru; konparazio gisa, Gaztela eta Leónek 94000 km<sup>2</sup> baino zertxobait gehiago ditu). Eskala xeheago batek informazio zehatzagoa eman zezakeen, eta, ondorioz, baliagarriagoa, Euskadiren tamaina kontuan hartuta. Euskadiko hegazti habiagileen atlas berria sortzeko, beraz, 5×5 km-ko UTM gelaxkadun laukia hartu zen oinarritzat. Hori dela eta, informazio zehatua ematen du atlasak, lurralde honetarako inoiz egin ez zen modukoa.

Aranzadi Zientzia Elkartearen ekimenetik abiatuta, Atlasak laster aurkitu zuen talde ornitologikoen babesa: Arabako Natur Institutua, Bizkaiko Lanius ornitologia-elkartea eta Gipuzkoako Itsas Enara ornitologia-elkartea prest azaldu ziren probintzia mailako zentsuetan parte hartuko zuten boluntarioen koordinazioa beren gain hartzeko. Gainera, Gipuzkoaren kasuan, Aldundiak ere parte hartu zuen basozainen kidegoaren bidez. Bestalde, Atlasak Arabako Foru Aldundia- ren eta Eusko Jaurlaritzaren laguntza izan du bi lan finantzatzeko: Arabako lurraldearen zati batean egin ziren zentsuak eta gaueko hegaztiak zentsatzeko proiektu espezifiko bat (batez ere, estrigiformetan ardaztua)<sup>[7]</sup>. Gainera, Eusko Jaurlaritzak bulegoko lanaren zati bat finantzatu zuen, datuak

# INTRODUCCIÓN

## ¿Por qué un atlas de aves nidificantes en Euskadi?

A mediados de la década de 2010 estaban en proceso de desarrollo varios atlas de aves nidificantes, entre ellos el de Europa<sup>[1]</sup>, España<sup>[2]</sup> o Cataluña<sup>[3]</sup>. En este marco, desde la Sociedad de Ciencias Aranzadi se identificó la idoneidad de contar, también para Euskadi, con un atlas moderno que pudiera actualizar el conocimiento sobre la distribución y abundancia de las aves que se reproducen en el territorio. Téngase en cuenta que el único atlas de aves reproductoras de Euskadi databa de la década de 1980<sup>[4]</sup>. Posteriormente, se llevaron a cabo cierto número de iniciativas a escala provincial<sup>[5]</sup>, muchas de ellas al amparo de, principalmente, las prospecciones que se hicieron para el atlas de aves nidificantes de España publicado en 2003<sup>[6]</sup>. En todos los casos, fueron obras realizadas sobre la base de una cuadrícula con celdas UTM de 10×10 km y en donde se mostraban, únicamente, mapas con datos de presencia.

Tomada la decisión, una de las primeras opciones fue la de utilizar los datos que se habían recopilado para el atlas de España. Pero, tras un análisis profundo, se vio que la escala de trabajo estatal (UTM de 10×10 km) era muy amplia para un territorio con una superficie como la de Euskadi (unos 7000 km<sup>2</sup>; a título comparativo, Castilla y León cuenta con algo más de 94000 km<sup>2</sup>). Una escala más fina podría aportar información más precisa y, en consecuencia, más útil dado el tamaño de Euskadi. El nuevo atlas de aves nidificantes de Euskadi (en adelante, Atlas) se concibió, en consecuencia, bajo la base de una cuadrícula con celdas UTM de 5×5 km. Aporta así información con un nivel de detalle como nunca antes había habido para el territorio.

A partir de la iniciativa de la Sociedad de Ciencias Aranzadi, el Atlas pronto encontró el apoyo de colectivos ornitológicos dispuestos a asumir la coordinación del voluntariado que participaría en los censos a escala provincial: el Instituto Alavés de la Naturaleza en Araba, la Sociedad Ornitológica Lanius en Bizkaia e Itsas Enara Ornitologi Elkarteak en Gipuzkoa. En el caso de Gipuzkoa participó, también, la Diputación Foral a través del cuerpo de guardas forestales. Por otro lado, el Atlas ha contado con el apoyo de la Diputación Foral de Araba y el Gobierno Vasco para financiar los censos que se llevaron a cabo en una parte del territorio alavés y un proyecto específico para censar aves nocturnas (centrado, principalmente, en estrigiformes)<sup>[7]</sup>. El Gobierno Vasco, además, también financió una parte del trabajo de oficina,



berrikusteko, iragazteko eta analizatzeko, baita banaketa modelizatzeko eta populazio-tamainak kalkulatzeko ere.

Lan honek bost urteko (2016-2020 epea) laginketen eta landako aipamenen bilketaren emaitzak aurkezten ditu, bulegoan beste bi urte gehiagoz analizatu eta deskribatu ondoren. Euskadin ugaltzen diren hegaztien banaketaren analisi sakona egiten du, eta 5x5 km-ko UTM gelaxkek ahalbi-detzen duten adinako xehetasun-maila du. Gainera, eta lehenengo aldiz, espezieak egoteko probabilitatea eskala xehean modelizatzen da (1x1 km baino gutxiagoko gelaxkak), haien ugaritasuna estimatzen da, eta banaketa-eremuan aurreko atlasekiko izandako aldaketa-ehunekoa kalkulatzeko da.

llevado a cabo para revisar, filtrar y analizar los datos así como modelizar la distribución y estimar tamaños poblacionales.

Esta obra presenta los resultados que se derivan de 5 años de censos y recopilación de citas en campo (periodo 2016-2020), analizadas y descritas a lo largo de otros dos años más de trabajo de oficina. Aborda un análisis exhaustivo de la distribución de las aves que se reproducen en Euskadi con el nivel de detalle que permite las celdas UTM de 5x5 km. Además, por primera vez se modeliza la probabilidad de presencia de especies a escala fina (celdas de menos de 1x1 km), se estima su abundancia y se estima el cambio en su área de distribución respecto a atlas previos.

JUAN ARIZAGA

# METODOLOGIA 1

## Azternalaren eremua eta denbora- tarte, eta lan honetan aintzat hartutako espeziak

### Aztertutako eremua

Atlas honek Euskal Autonomia Erkidegoko lurralde osoa hartzen du (aurrerantzean, Euskadi), baita beste bi lurralde ere, Euskadikoak ez izan arren *administrazio-uharteak* osatzen dituztenak. Haiek Atlas honetan sartzeak zentzu osoa du ikuspegi biogeografikotik, ekologikotik eta hegazti-faunaren kontserbazioaren ikuspegitik (1. ird.).

Hauek dira lurralde horiek:

- (1) Trebiñuko Konderrria, Burgos probintziakoa (Gaztela eta León), 260 km<sup>2</sup>-ko azalera duena, eta, gutxi gora-behera, Arabako erdigune geografikoan kokatua dagoena.
- (2) Villaverde Turtzioz, Kantabriakoa, 20 km<sup>2</sup> inguruko azalera duena eta Enkarterriko eskualdearen erdian kokatua dagoena.

# METODOLOGÍA 1

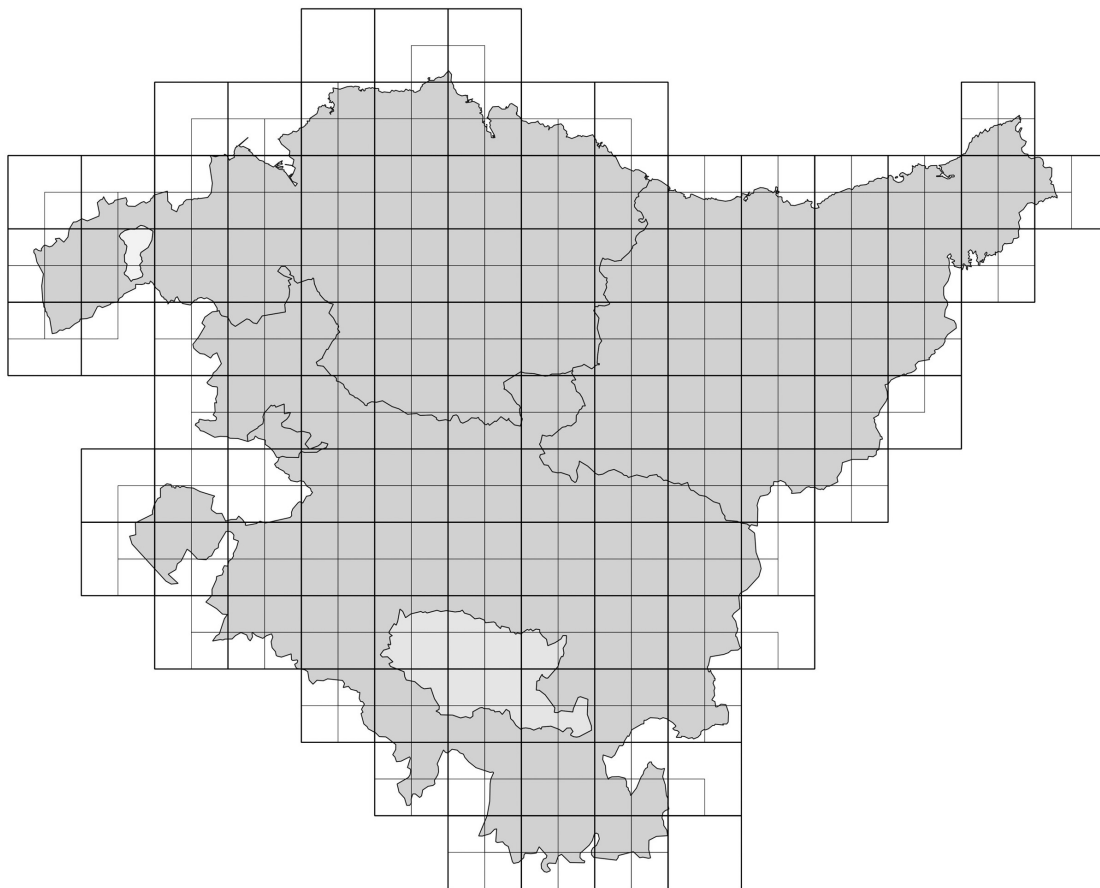
## Área y periodo de estudio y especies consideradas en esta obra

### Área de estudio

El presente Atlas abarca todo el territorio de la Comunidad Autónoma Vasca (en adelante, Euskadi), junto a otros dos territorios que, aun no perteneciendo a Euskadi, conforman 'islas' administrativas dentro de ella y cuya inclusión en este Atlas tiene pleno sentido desde un punto de vista biogeográfico, ecológico y de la conservación de la avifauna (Fig. 1).

Estos territorios son:

- (1) El Condado de Treviño, perteneciente a la provincia de Burgos (Castilla y León), que ocupa una superficie de 260 km<sup>2</sup> y se localiza, aproximadamente, en el centro geográfico de Álava.
- (2) El Valle de Villaverde, perteneciente a Cantabria, que ocupa una superficie de unos 20 km<sup>2</sup> y se sitúa en mitad de la comarca de las Encartaciones.



1. ird. Azterketa-eremua, 5x5 eta 10x10 km-ko UTM gelaxka-sarean oinarritua. Trebiñuko konderrria eta Villaverde Turtzioz gris argiz adierazita daude.

Fig. 1. Área de estudio, con la malla de celdas UTM de 5x5 y 10x10 km. El Condado de Treviño y el Valle de Villaverde se indican en color gris claro.

Lurralde 5x5 km-ko 370 UTM (*Universal Transversal Mercator*) gelaxkatan banatu da (1. ird.). Gelaxka horietan guztietan hainbat iturritako aipamenak biltzeaz gain, lurralde osoko 1x1 km-ko UTM gelaxken %7,6 ere lagindu da: 606 gelaxka zentsu kualitatiboetarako eta 464 gelaxka zentsu kuantitatiboetarako, laginketa-protokolo estandarizatuak erabiliz.

Tokiak izendatzeko, Eusko Jaurlaritzaren geoeuskadi atarian ([www.geo.euskadi.eus](http://www.geo.euskadi.eus)) adierazitakoa erabili da erreferentziako toponimia gisa.

### Aztertu den denbora-tartea

Landa-lan guztia 5 urtez jarraian egin zen, 2016 eta 2020 artean. Salbuespenak salbuespen, Atlas hau egiteko erabili diren aipamen guztiak, beraz, denbora-tarte horretakoak dira. La aipamen guztiak, gainera, urtearen oso epe zehatz batean bildu ziren: apirilaren 15etik ekainaren 15era bitartean. Espezie egoiliarrei dagokienez, negutarrak diren edo pasean dauden ale kanpotarrak gehitzen ez bazaie edo lehenago ugaltzen badira, epe horretatik kanpo lortutako aipamenak ere kontuan hartu dira.

### Obra honetan kontuan hartutako espeziak

Atlas honek hartzen ditu kontuan, soilik, aztergai duen epean (2016-2020) Euskadin aske ugaltu diren hegazti-espezieak, autoktonoak zein exotikoak izan (azken kasu horretan, itxian edo erdi-askatasuneko baldintzetan ugaltu ez direnak bakarrik).

Atlasean bi espezie-talde hartu dira kontuan:

- (1) Ugalketa probableko edo seguruko espezieak.
- (2) Espezie osagarriak.

Lehenengo blokean, autoktonoen kasuan, azterketa-epeko urte batean edo gehiagotan ugalketa probablea edo segurua izan duten espezieak sartu dira. Exotikoei dagokienez, 2016-2020 epean ugalketa jarraitua izan dutenak bakarrik hartu dira kontuan. Espezie osagarrien multzoan, zalan-tzazko edo baieztatu gabeko ugalketa (adibidez, ugalketa posiblea) duten espezie autoktonoak sartu dira, baita espezie exotikoak ere, baldin eta aztertu den denbora-tartean oso noizbehinka soilik ugaltu baziren. Bigarren multzo horretan, gainera, 2016-2020 epean ugaltu ez arren azken 20 urteetan ugaltu ziren espezie autoktonoak gehitu dira.

Taxonomiari dagokionez, atlas honek Nazioarteko Biltzar Ornitológicoak (ingelesez, *International Ornithological Congress, IOC*) gomendatutako zerrenda patroiarri (13. bertsioa) jarraitzen dio. Espezie bakoitzaren ordena sistematikoa eta izen zientifikoa (latinez) hartzen dira bertatik. Espainiarazko izenetarako 2022ko Rouco *et al.*<sup>[8]</sup>-en zerrenda erabili da. Euskarazko izenak Euskadiko hegaztien zerrendan oinarritzen dira; zerrenda hori Euskadiko Ornitologia Batzordearen bidez argitaratu da ([www.ornitologia.eus](http://www.ornitologia.eus)).

El territorio se ha dividido en 370 celdas UTM (*Universal Transversal Mercator*) de 5x5 km (Fig. 1). Al margen de la recopilación de citas de diversas fuentes en todas estas celdas, se ha muestreado, también, aproximadamente un 7,6% de las celdas UTM de 1x1 km de todo el territorio: 606 celdas para censos cualitativos y 464 celdas para censos cuantitativos utilizando protocolos de muestreo estandarizados.

A la hora de nombrar lugares se ha utilizado como toponimia de referencia la referida en el portal geoeuskadi ([www.geo.euskadi.eus](http://www.geo.euskadi.eus)), del Gobierno Vasco.

### Periodo de estudio

Todo el trabajo de campo se llevó a cabo durante un periodo de 5 años (2016-2020). Salvo excepciones, todas las citas que se han utilizado en este Atlas provienen, en consecuencia, de este intervalo de tiempo. Casi todas ellas, además, se recolectaron entre el 15 de abril y el 15 de junio. En especies residentes para las que no existe un aporte de individuos foráneos invernantes o en paso, o en las que su reproducción tiene lugar antes, se consideraron, adicionalmente, citas obtenidas fuera de este periodo.

### Especies consideradas para esta obra

Este Atlas abarca aquellas especies de aves que han criado en libertad en Euskadi durante el periodo 2016-2020, tanto si se trata de especies autóctonas como exóticas.

En el Atlas se han considerado dos grupos de especies:

- (1) Especies de reproducción probable o segura.
- (2) Especies complementarias.

En el primer bloque, en el caso de las autóctonas solo se han incluido las especies de reproducción probable o segura en uno o más de los años del periodo de estudio. Para las exóticas han sido consideradas sólo aquellas en las que se ha registrado su reproducción continuada durante el periodo 2016-2020. En el bloque de especies complementarias se han incluido las especies autóctonas de reproducción dudosa o no confirmada (e. g., reproducción posible), así como las exóticas que se reprodujeron sólo ocasionalmente durante el periodo de estudio. En este segundo bloque, además, se han añadido las especies autóctonas que, no habiendo criado en el periodo 2016-2020, sí lo hicieron durante los últimos 20 años.

En cuanto a taxonomía, este Atlas sigue la lista patrón (versión 13) recomendada por el Congreso Ornitológico Internacional (en inglés, *International Ornithological Congress, IOC*), de la cual se toman el orden sistemático y el nombre científico (latín). Para los nombres en español se ha empleado la lista de 2022 de Rouco *et al.*<sup>[8]</sup>. Los nombres en euskera se basan en la lista de aves de Euskadi publicada por el Comité Ornitológico de Euskadi ([www.ornitologia.eus](http://www.ornitologia.eus)).

JUAN ARIZAGA, MAITE LASO

## METODOLOGIA 2

### Zentsuak

Datuak biltzeko oinarria bi bloke handi izan dira, osagarriak: zentsu estandarizatuak, Atlas honetarako berariaz eginak lurraldearen estaldura nahikoa eta egokia bermatzeko, eta beste iturri batzuetatik datozen hegazti habiagileen han-hemenkako aipamenen multzoa, hala nola Ornitho Euskadi ataria edo beste zentsu espezifikoak –habitat, espezie edo espezie-talde oso zehatzetan ardaztuak–. Datu-iturri horiek zerrenda honetan zehazten dira:

- Zentsu estandarizatuak, maila kuantitatiboan zein kualitatiboan.
- Zentsu espezifikoak, probintzia edo autonomia mailakoak, hegazti ugaltzaileen populazio absolutua zehaztera bideratuak.
- Han-hemenkako aipamenak, iturri hauetakoak: Ornitho Euskadi, Aranzadi Zientzia Elkartearen Eratzuntze Bulegoa eta ENIS (Euskadiko Naturari buruzko Informazio Sistema).

Zentsu estandarizatuaren arloko landa-lana errazteko, probintziako koordinatzaile bat edo batzuk ezarri ziren, boluntarioak biltzeko eta konpromiso metodologikoak betetzen zirela zaintzeko ardura izango zutenak. Bestalde, koordinazio orokorra Aranzadik egin zuen, lurraldearen estaldura nahikoa eta egokia egiten zela bermatzeko. Gipuzkoako koordinazioa Aldundiak egin zuen, Ekonomia Sustapena, Turismo eta Landa Ingurune Departamentuko basozainen eta Itsas Enara ornitologia-elkartearen bidez. Bizkaiaren kasuan, koordinazio hori Lanius ornitologia-elkarteak hartu zuen bere gain, eta Arabaren kasuan, Arabako Natur Institutuak. Beste bi probintzietan ez bezala, Araban ezin izan zen behar adina boluntario bildu, eta, beraz, administrazioen laguntza eskatu behar izan zen probintzia osoa behar bezala lagintzen zela bermatzeko. Laguntza hori Eusko Jaurlaritzako Ekonomiaren Garapen, Jasangarritasun eta Ingurumen Sailaren kontratazio bati (2019) eta Arabako Foru Aldundiak egindako bi kontratazio gehiagori (2019 eta 2020) esker gauzatu zen.

### Zentsu kualitatiboak

Helburua zen ahalik eta espezie gehien detektatzea, ordu-betez, 1×1 km-ko UTM gelaxka batean. Zentsu hori bi aldiz egin zen gelaxka bakoitzean: laginketa bat apirilaren 15etik maiatzaren 15era bitartean, eta bigarren laginketa bat maiatzaren 16tik ekainaren 15era bitartean. Laginketa-protokoloari jarraituz, 1×1 km-ko bi gelaxkaren laginketa egin zen 5×5 km-ko gelaxka bakoitzaren barruan. Horren arabera, guztira 1×1 km-ko 740 gelaxka daude Euskadi osoan lagindu daitezkeenak. Errealitatean, zenbaki hori pixka bat baxuagoa da. Izan ere, 5×5 km-ko gelaxka asko mugakideak dira, eta araketa ornitologikoa egin beharreko eremuak, askotan, 1×1 km-ko gelaxka bakarra sartzeko aukera baizik ez zuen ematen, edo bat bera ere ez zen-baitetan. Landa-lana egiteko ardura zuten behatzaileek 1×1 km-ko bi gelaxka aukeratu behar zituzten, haien bidez

## METODOLOGÍA 2

### Censos

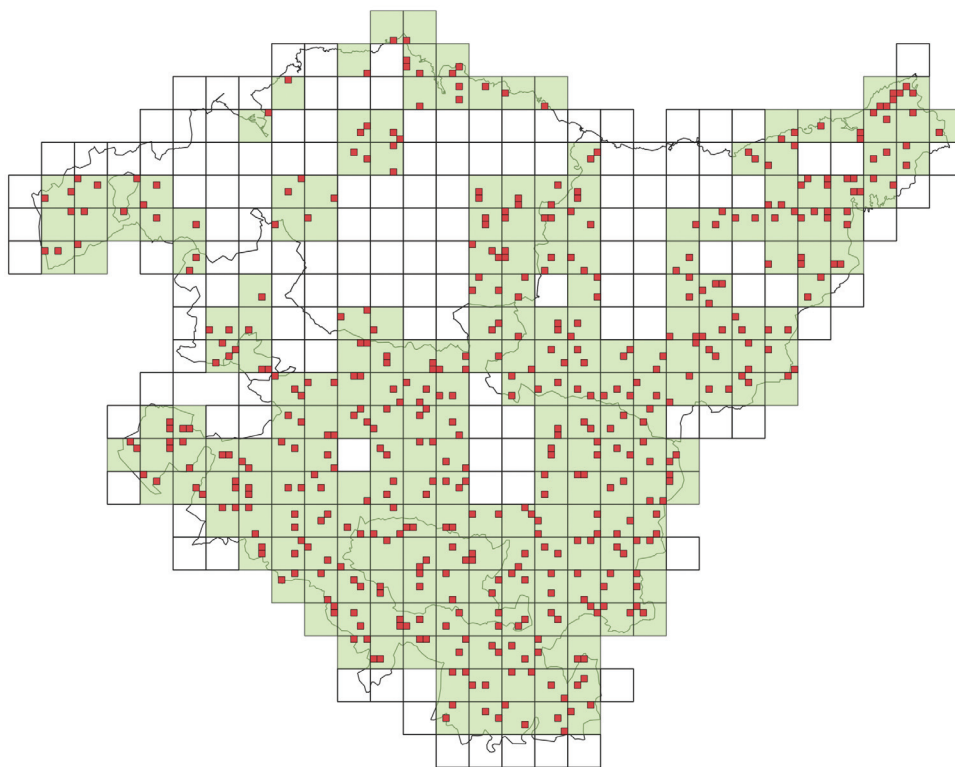
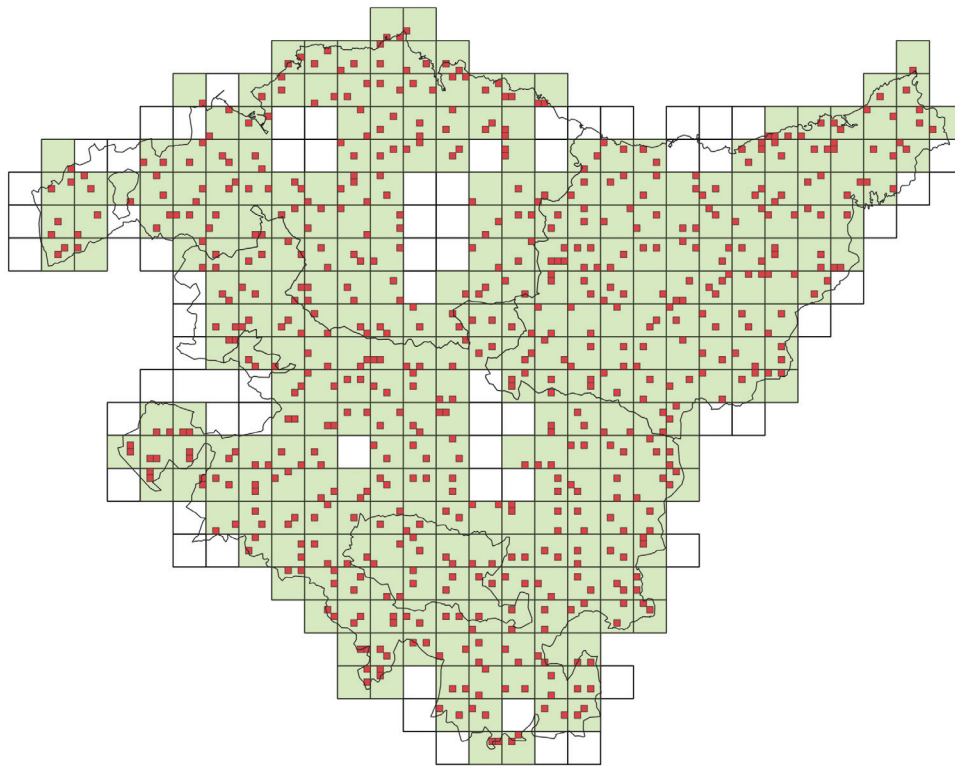
La recogida de datos se ha basado en: (1) censos estandarizados, exclusivos para este Atlas, cuyo objetivo es garantizar una cobertura del territorio suficiente y adecuada, y (2) la recopilación de citas de aves nidificantes procedentes de otras fuentes tales como el portal Ornitho Euskadi o censos específicos. Estas fuentes de datos se detallan en el siguiente listado:

- Censos estandarizados, tanto a nivel cuantitativo como cualitativo.
- Censos específicos, orientados a determinar el tamaño absoluto de poblaciones de aves reproductoras.
- Citas casuales, procedentes de Ornitho Euskadi, la Oficina de Anillamiento de la Sociedad de Ciencias Aranzadi y el SINE (Sistema de Información de la Naturaleza de Euskadi).

Para facilitar el trabajo de campo en el ámbito de los censos estandarizados se estableció uno o varios coordinadores provinciales, encargados de reclutar voluntarios y velar por el cumplimiento de los compromisos metodológicos. La coordinación en Gipuzkoa fue realizada por la Diputación, a través de los guardas forestales del Departamento de Promoción Económica, Turismo y Medio Rural, así como por Itsas Enara Ornitologi Elkartea. En el caso de Bizkaia esta coordinación fue asumida por la Sociedad Ornitológica Lanius y en el de Araba, por el Instituto Alavés de la Naturaleza. A diferencia de las otras dos provincias, en el caso de Araba no se pudo reclutar un número suficiente de personas voluntarias, de tal modo que fue necesario solicitar el apoyo de las Administraciones con el fin de garantizar que toda la provincia se muestreara adecuadamente. Tal apoyo se llevó a cabo gracias a una contratación del Departamento de Desarrollo Económico, Sostenibilidad y Medioambiente de Gobierno Vasco (2019) y a la Diputación Foral de Araba (2019 y 2020). La coordinación general se realizó desde Aranzadi, con el fin último de garantizar la viabilidad de todo el proyecto.

### Censos cualitativos

Consistieron en detectar el mayor número posible de especies, durante un periodo de 1 hora, en una celda UTM de 1×1 km. Este censo se realizó dos veces por celda: un primer muestreo entre el 15 de abril y el 15 de mayo; un segundo muestreo entre el 16 de mayo y el 15 de junio. El protocolo de muestreo consistió en la prospección de dos celdas de 1×1 km dentro de cada celda de 5×5 km, lo que arroja un total potencial de 740 celdas de 1×1 km a muestrear en el conjunto de Euskadi. En realidad, este número es algo más bajo, ya que muchas celdas de 5×5 km son limitrofes y la superficie de territorio sujeta a prospección ornitológica, a menudo, sólo permitía incluir una o ninguna celda de 1×1 km. Los observadores responsables de llevar a cabo el trabajo de campo debían elegir dos celdas de 1×1 km que representaran razonablemente bien el o los



2. ird. 5x5 km-ko eta 1x1 km-ko UTM lauki-sarea. Bertan, zentsu kualitatiboaren (goian) zein kuantitatiboaren (behean) xede izan ziren gelaxkak erakusten dira. Baliozkotutako gelaxkak bakarrik adierazten dira mapa honetan; hau da, gertatze-ereduak (zentsu kualitatiboaren kasuan) eta populazio-tamainen kalkuluak (zentsu kuantitatiboak) egiteko erabilitakoak.

Fig. 2. Cuadrícula UTM de 5x5 km y 1x1 km en la cual se muestran las celdas que fueron objeto de censo, tanto a nivel cualitativo (arriba) como cuantitativo (abajo). Sólo se consideran en este mapa celdas validadas y, en consecuencia, utilizadas para la elaboración de modelos de ocurrencia (en el caso de censos cualitativos) y estimas de tamaños poblacionales (censos cuantitativos).

5x5 km-ko gelaxkako habitatik ugariak behar bezala ordezkatzeko. Logistika errazteko, 1x1 km-ko gelaxkek sarbide egokiak izan behar zituzten laginketa ahalbidetzeko. Guztira, 1x1 km-ko 606 gelaxka zentsatu ziren, 5x5 km-ko 304 gelaxkatan zeudenak. (2. ird.). Hori, gutxi gorabehera, lagin-du zen eremuaren %8 da. Zenbaketa horretan, bi laginketak eginda dituzten gelaxkak bakarrik hartzen dira kontuan. Beraz, baztertu egiten dira edozein arrazoi dela eta laginketa bakarra egin zitzaizen gelaxkak.

Lagindutako 1x1 km-ko gelaxken denbora-banaketa 3. irudian aurkezten da. Ikus daitekeenez, araketa gehienak 2019-2020 epean egin ziren, neurri batean arrazoi honenatik: Araban, zentsuen kontratazioa ez zen 2019 arte hasi, eta lurralde horrek, duen tamaina handia dela eta, pisu handiago du zentsatutako gelaxkak zenbatzerakoan.

## Zentsu kuantitatiboak

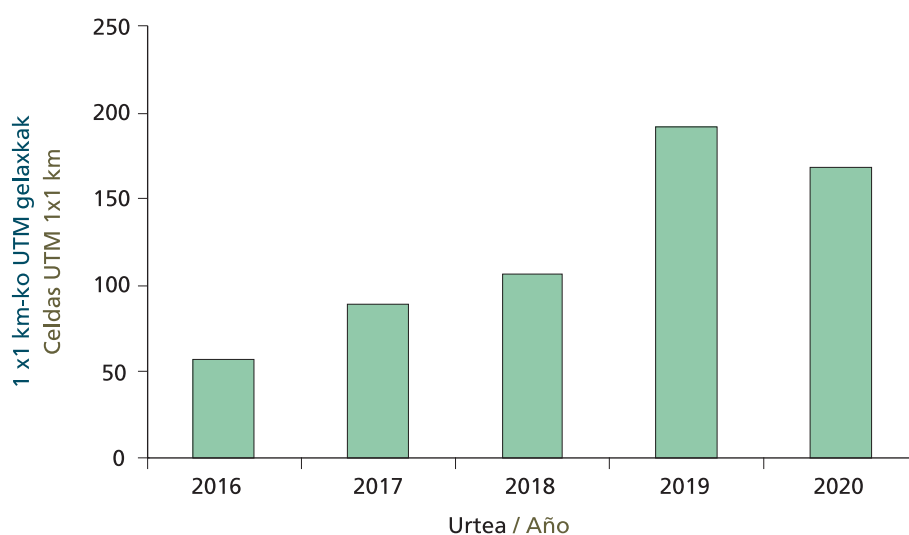
500 metroko trantsektua egin behar zen, gutxi gorabehera 2 km/h-ko abiadura homogeenan (hau da, 15 min/trantsektua). Trantsektuan zehar, bertan zeuden espezieetako bakoitzean detektatutako ale-kopurua zenbatu behar zen, eta, horrez gain, trantsektuaren ardatzaren alde banatan 25 metroko zerrenda baten barruan edo kanpoan behatzen ote ziren adierazi behar zen, baita (ahal zen neurrian) aleen sexua ere. Atlasaren ardatza hegazti ugaltzaileak direnez, hegazti helduak baino ez ziren zenbatu, eta, ondorioz, ez ziren kontuan hartu txitak eta urte horretan jaiotako hegazti gazteak (EURING 3 adina)<sup>[9]</sup>. Trantsektuak egiteko, 1x1 km-ko bina gelaxka aukeratu ziren 5x5 km-ko gelaxaka bakoitzeko, zentsu kualitatiboetako gelaxka berak izan gabe (2. ird.). Era horretan zentsatutako trantsektu-kopuruari ( $n = 425$ ) 2021ean hiriguneetan egindako 500 m-ko luzerako 25 trantsektu gehitu zitzaizkion (behatzaileak: O. Aizpurua, L. M. Carrascal, A. Galarza), bai eta beste 14 ere, 2014an mendi-eremu garaietan egindako zentsuetatik

hábitats más abundantes de la celda de 5x5 km. Para facilitar la logística, las celdas de 1x1 km debían contar con accesos adecuados que posibilitaran su muestreo. En conjunto, se censaron 606 celdas de 1x1 km, incluidas en un total de 304 celdas de 5x5 km (Fig. 2). Esto supone, aproximadamente, un 8% de la superficie que fue objeto de muestreo. En este cómputo sólo se consideraron las celdas con los dos muestreos. Se descartaron, por tanto, aquellas celdas para las que, por las razones que fueran, sólo se hizo un muestreo.

La distribución temporal de celdas de 1x1 km muestreadas se presenta en la Fig. 3. Como puede verse, el grueso de las prospecciones fue realizado en 2019-2020, en cierto modo debido a que no fue hasta 2019 cuando se inició la contratación de censos en Araba que, por su gran tamaño, adquiere un peso superior en el cómputo general de las celdas censadas.

## Censos cuantitativos

Consistieron en la realización de un transecto de 500 m, que había que recorrer a velocidad aproximadamente homogénea de unos 2 km/h (esto es, 15 min/transecto). A lo largo del mismo se debía contar el número de individuos detectados de cada una de las especies presentes, indicando además si eran observados dentro o fuera de una banda de 25 m a cada lado del eje del transecto, así como (en lo posible) el sexo de los ejemplares. Puesto que el Atlas se centra en aves reproductoras, sólo se contabilizaron aves adultas, descartándose en consecuencia pollos o aves jóvenes nacidas en el año en curso (edad EURING 3)<sup>[9]</sup>. Para realizar los transectos se escogieron sendas celdas de 1x1 km por cada una de 5x5 km, que debían ser diferentes a las de los censos cualitativos (Fig. 2). Al número de transectos censados de este modo ( $n = 425$ ) se añadieron 25 procedentes de transectos de 500 m de longitud realizados en núcleos urbanos en 2021 (observadores: O. Aizpurua, L. M. Carrascal, A. Galarza) y otros 14 procedentes de censos llevados a cabo en 2014



3. ird. Atlasaren laginketa-epean urte bakoitzean zentsatutako 1x1 km-ko UTM gelaxken kopurua.

Fig. 3. Número de celdas UTM de 1x1 km censadas por año durante el periodo de muestreo del Atlas.

etorritakoak (L. M. Carrascal) –Atlas honen jatorrizko lagin-keta kuantita-tiboan gutxi agertzen diren habitatak erakusten dituzte–. Guztira, 464 trantsektu erabili ziren ugaritasunak kalkulatzeko.

## Beste iturri batzuk

### Zentsu espezifikoak

Monitorizazio espezifikoa duten espezie bat baino gehiago daude Euskadin. Zentsu estandarizatuen protokoloaren bidez detektatzen zailak izaten dira espezie horiek. Ondorioz, haien zentsua optimizatzeko, berariazko metodologiak behar izan dituzte. Jarraian, Atlasean erabili diren Euskadin egindako zentsu espezifikoak deskribatzen dira.

2005-2017 epean, hegazti urtarrak ugaltze-garaian monitorizatzeko programa bat egon zen aktibo lurralde osoan<sup>[10,11]</sup>. Programa hori HAZIK koordinatu zuen Eusko Jaurlaritzaren kudeaketa-gomendio baten bidez. Batez ere sistema urtar lentikoetan oinarritua zegoen, hau da, nagusiki, urtegietan, legar-hobietan, urmaeletan, ureztapen-putzuetan edo aintziretan<sup>[10]</sup>. Horrez gain, programa horrek ibai-zati batzuk ere barne hartu zituen, bereziki Bizkaian, baina, argi eta garbi, estaldura espaziala eta laginketa-puntuen kopurua ez ziren nahikoak izan ibaietako hegazti-faunaren estimazio fidagarriak lortzeko.

Atlas honen testuinguruan, 2018an gaueko hegaztiei (bereziki, estrigiformeei) buruzko zentsu espezifiko bat finantzatzea sustatu zen Euskadi osoan. Horri esker, lurralderako lehen aldiz, espezie bakoitzaren banaketa espaziala modelizatzeko datu estandarizatuak lortu ziren (xehetasun gehiagorako, ikus presentzia-probabilitatearen modelizazioen atala)<sup>[12]</sup>.

Gainera, badaude epe luzerako monitorizazio-programa espezifiko batzuk, pertsona edo erakunde publiko zein pribatuek aldizkakotasun aldakorrekin gauzatzen dituztenak, zonen eta espezieen arabera:

- (1) Zikoina. Urtero zentsatu da, bai Araban (G. Belamendia), bai Bizkaian (Arabako Foru Aldundiko zaintza-zerbitzuak).
- (2) Kolonietako ardeidoak. Urtero zentsatu dira Araban (G. Belamendia).
- (3) Ubarroi mottoduna. Itsas Enara ornitologia-elkarteak Gipuzkoan egindako zentsuak<sup>[13]</sup> (aldizkakotasun aldakorra: 2003, 2007, 2011, 2015, 2019) eta azken urteetan Bizkaian J. Hidalgo eta M. Zárraga buru izan dituen talde batek egindakoak<sup>[14]</sup> (aldizkakotasun eta laginketa-ahalegin aldakorra, kolonien arabera: 1989, 1990, 1996, 2006, 2008, 2011, 2014-2017, 2019). 2019an, populazioaren zentsu oso bat egin zen lurraldean.
- (4) Harrapari harkaiztarrak. Eguneko harrapari harkaiztarren eremuen edo kolonien zentsuak: sai arrea, sai zuria eta belatz handia. Gipuzkoan Aldundiko basozainek egiten dituzte zentsuak, eta, Araban edo Bizkaian, berriz, zabalagoa da kasuistika, lankidetzeta publiko-pribatuaren bidez egiten baita. Bestalde, ugatza ere espezifikoki monitorizatzen da (Gipuzkoako Foru Aldundia).

en zonas altas de montaña (L. M. Carrascal), que muestran hábitats infrarrepresentados en el muestreo original cuantitativo de este Atlas. En conjunto, el número de transectos utilizados para la estima de las abundancias fue de 464.

## Otras fuentes

### Censos específicos

Son varias las especies que son objeto de monitorización específica en Euskadi. Suelen ser especies con baja detectabilidad que, por ello, demandan metodologías propias orientadas a optimizar su censo. A continuación se describen los censos que, dentro de este conrepto, han sido utilizados en este Atlas.

Durante el periodo 2005-2017 estuvo activo en todo el territorio un censo de aves acuáticas en época de reproducción<sup>[10,11]</sup>. Coordinado desde HAZI por una encomienda de Gobierno Vasco, se centraba fundamentalmente en sistemas lénticos (embalses, graveras, lagunas, balsas de riego o lagos, principalmente)<sup>[10]</sup>, aunque también incluía tramos fluviales, especialmente en Bizkaia, pero con una cobertura espacial y número de puntos de muestreo insuficientes para obtener estimas fiables de la avifauna asociada a ríos.

En el contexto de este Atlas, en 2018 se realizó un censo específico sobre aves nocturnas (particularmente, estrigiformes) en todo Euskadi. Gracias a ello, por primera vez para el territorio se obtuvieron datos estandarizados con los que se modelizó la distribución espacial de cada una de las especies (para más detalles ver el apartado de modelizaciones de la probabilidad de presencia)<sup>[12]</sup>.

Existen, además, varios programas de monitorización a largo plazo que son llevados a cabo por diferentes personas o entes, tanto públicos como privados, con una periodicidad variable, según zonas y especies:

- (1) Cigüeña blanca. Censada anualmente, tanto en Araba (G. Belamendia) como en Bizkaia (guardería de la Diputación Foral de Araba).
- (2) Ardeidas coloniales. Censadas anualmente en Araba (G. Belamendia).
- (3) Cormorán moñudo. Censos llevados a cabo por Itsas Enara Ornitologi Elkarteak en Gipuzkoa<sup>[13]</sup> (periodicidad variable; 2003, 2007, 2011, 2015, 2019) y un equipo que durante los últimos años han liderado J. Hidalgo y M. Zárraga en Bizkaia<sup>[14]</sup> (periodicidad y esfuerzo de muestreo variable por colonias: 1989, 1990, 1996, 2006, 2008, 2011, 2014-2017, 2019). En 2019 se realizó un censo total de la población en el territorio.
- (4) Rapaces rupícolas. Censos de territorios o colonias de rapaces rupícolas diurnas: buitre leonado, alimoche común y halcón peregrino. En el caso de Gipuzkoa los censos son llevados a cabo por los guardas forestales de la Diputación, mientras que en Araba u Bizkaia existe una casuística más variada, que incluye colaboración público-privada. Por otro lado, el quebrantahuesos es objeto de monitorización específica (Diputación de Gipuzkoa).
- (5) Aguiluchos. Censados anualmente en Araba (A. F. Rodríguez), por una encomienda de la Diputación.

- (5) Mirotzak. Urtero zentsatu dira Araban (A. F. Rodriguez), Aldundiaren kudeaketa-gomendio baten bidez.
- (6) Miru gorria. Gipuzkoan, urteroko jarraipen-programa bat dago.
- (7) Kaio-koloniak euskal kostaldean. Gaur egun, bi urtean behin zentsatzen dira kostaldean dauden kolonia guztiak, hau da, populazioaren ia %100 (badaude bikote bakan batzuk Salburuan eta Arabako erdialdeko urtegietan)<sup>[15]</sup>. Programa hori Aranzadi Zientzia Elkarteak koordinatzen du, eta kaio iluna eta hankahoria ditu ardatz. Kaio beltz atlantikoa programa honetatik kanpo monitorizatzen da, oso eskasa baita<sup>[16]</sup>.

Horrez gain, zentsu puntualak egiten dira, populazio-tamainak eta/edo banaketa-eremuak estimatzeko, baina epe luzerako monitorizazio-programetatik bereizita. Iturri-mota horiek "Beste datu batzuk" atalean sartu dira.

### Ornitho Euskadiren aipamenak

Euskadin Ornitho Euskadi ([www.ornitho.eus](http://www.ornitho.eus)) da erreferentziako ataria fauna-aipamenak biltzeko eta biltegiatzeko. Batez beste, 150000 erregistrotik gorako ekarpena du urtean, eta haietatik %92 baino gehiago hegaztienak dira. Horrela, protokolo estandarizatuak aplikatzearekin batera, sustatu zen ataria erabiltzea Atlasera datuak bidaltzeko, era horretan nahi zuen behatzaile orok eman zitzen espezie ugaltzaileen aipamenak. Atariari eta hari lotutako Naturalist aplikazioari esker, berehala eta xehetasunez egin zitekeen bidalketa hori, baita landatik bertatik ere. Horrela, Ornitho Euskadi izan da atlaserako informazio-iturri garrantzitsua, zentsu estandarizatuarekin batera.

### Erastuntze-proiektuak

Atlas honek kontuan hartu ditu, halaber, lurraldean eraztunak jartzeko kanpainetatik datozen aipamenak (iturria: Aranzadi Zientzia Elkartearen Erastuntze Bulegoa). Bereziki, kontuan hartu dira hegaztien adinari, ugaltze-egoerari eta lumaberritze-egoerari erreferentzia egiten zioten datuak, 2016-2020 epean lortuak.

### Beste datu batzuk

Azken buruan, hegazti-atlas baten helburua da lurralde batean ugaltzen diren espezieen aipamen eskuragarri guztiak biltzea, espezieen banaketaren irudikapen geografikoa ahalik eta errealena eta zehatzena izan dadin. Gauzak horrela, Atlasak beste jatorri batzuetako datuak ere sartu zituen aipatutakoez gain. Haien artean, honako hauek nabarmentzen dira:

- (1) SEO/BirdLife-k Espainiako hegazti ugaltzaileen atlaserako egindako zentsuak<sup>[2]</sup> eta ugaltze-aldian dauden hegazti arrunten jarraipenerako SACRE programa, populazioen ugaritasunaren joerak estimatzeko<sup>[17]</sup>.
- (2) Hainbat behatzailek adierazitako han-hemenkako aipamenak, Ornitho Euskadiren moduko datu-bilketako sistema estandarizatuak kanpokoak, partikularren koadernoetan bildutako landa-oharrak barne hartzen dituztenak.
- (3) Erakunde publikoek zein pribatuak (aholkulariek, elkarteek edo partikularrek) sortutako baliabide bibliografikoak, bereziki txosten argitaragabeak<sup>[18,23]</sup>.

- (6) Milano real. Existe un programa de seguimiento anual en Gipuzkoa.
- (7) Colonias de gaviotas en la costa vasca. En la actualidad se censan cada dos años la totalidad de las colonias que se ubican en la costa, lo cual supone prácticamente el 100% de la población (existen algunas parejas, testimoniales, en Salburua y los embalses del centro de Araba)<sup>[15]</sup>. Este programa lo coordina la Sociedad de Ciencias Aranzadi y se centra tanto en la gaviota sombría como en la patiamarilla. El gavión atlántico se monitoriza al margen de este programa, dada su escasez<sup>[16]</sup>.

Adicionalmente, se suelen llevar a cabo censos puntuales, orientados a estimar tamaños poblacionales y/o áreas de distribución, pero desligados de programas de monitorización a largo plazo. Este tipo de fuentes se consideran en el apartado "Otros Datos".

### Citas de Ornitho Euskadi

Ornitho Euskadi ([www.ornitho.eus](http://www.ornitho.eus)) es el portal de referencia en Euskadi para la recopilación y almacenamiento de citas de fauna. Cuenta con una aportación media anual que supera los 150000 registros, de los que más del 92% son de aves. Así, en paralelo a la aplicación de protocolos estandarizados se promovió el uso del portal para el envío de datos al Atlas, de tal modo que todo observador que lo deseara pudiera aportar citas de especies reproductoras. Tanto el portal como la aplicación Naturalist (asociada al portal) facilitaban dicho envío de manera inmediata y detallada, incluso desde el campo. De este modo, Ornitho Euskadi se ha constituido en la fuente de información principal, junto con los censos estandarizados.

### Proyectos de anillamiento

Este Atlas también ha tenido en cuenta las citas que provienen de campañas de anillamiento (fuente: Oficina de Anillamiento de la Sociedad de Ciencias Aranzadi). Se han considerado los datos que, obtenidos durante el periodo 2016-2020, hacían referencia a aves nidificantes a partir de su edad, estado reproductor o muda.

### Otros datos

Un atlas aspira a recolectar todas las citas disponibles de las especies que hay en un territorio para que la representación de su distribución sea lo más real y precisa posible. Por esto, el Atlas también incluyó datos de otras fuentes al margen de las ya mencionadas, destacando:

- (1) Censos llevados a cabo por SEO/BirdLife para el atlas de aves reproductoras de España<sup>[2]</sup> y el programa SACRE para el seguimiento de aves comunes en periodo de reproducción, destinado a la estima de tendencias en la abundancia de poblaciones<sup>[17]</sup>.
- (2) Citas casuales, reportadas por diferentes observadores, al margen de sistemas estandarizados de recogida de datos tales como Ornitho Euskadi, que incluyen las notas de campo recolectadas en cuadernos de particulares.
- (3) Recursos bibliográficos, particularmente informes inéditos, llevados a cabo tanto por entes públicos como privados (consultoras, asociaciones o particulares)<sup>[18,23]</sup>.



# METODOLOGIA 3

## MAPAK, EREDUAK ETA ESTIMAZIOAK

### Banaketa-mapa, 5×5 km-ko gelaxken eskalan

#### Ugalketa-banaketa eta -ebidentzia

Euskadin hegazti-espezie habiagileetako bakoitzak betetzen duen eremu geografikoa zehazteko –5×5 km-ko UTM gelaxken eskalan–, hegazti ugaltzaileen aipamen guztiak hartu ziren kontuan, datu-iturria edozein zela ere. Iturrien heterogeneotasuna dela eta, kasu bakoitzean jatorrizko informazioari tratamendu bat aplikatu behar izan zitzaion, era horretan, eremu bakoitzean ugaltzeko oso probabilitate handia zuten aipamenak soilik hautatzeko Atlaserako; hau da, ugalketa-ebidentzia moduan ezagutzen dena betetzen zutenak (1. taula). Hori guztia kontuan hartuta, hegazti habiagileen atlas baten erronka nagusia da alderdi jakin batean ugalketa gertatzen dela zehaztea, nahiz eta kasu jakin horretarako horren zantzu argirik ez izan (C kodeak). Hori gertatzen da ugalketa gertatzen dela onartzeko banako baten (edo batzuen) presentzia hutsa nahikoa ez den espezieetan. Migrazio-pasean dauden banakoena da kasu tipikoa. Izan ere, ale bat ugalketarako habitat eta garai egokian ikusteak ez du esan nahi, nahitaez, ugaltzen ari denik. Beste kasu tipiko bat ez-ugaltzaileak diren aleena da. Sarritan espezie handietako helduaurrekoak dira, eta Euskadin geratzen dira ugalketa-garaian, baina horrek ez du esan nahi lurraldeko talde ugaltzailearen parte direnik. Mota horretako balizko alborapenak murrizteko (hau da, migrazio-paseko hegaztien eta/edo udako hegazti ez-ugaltzaileen aipamenak sartzea Atlasean), iragazki fenologiko bat aplikatu zitzaion espezie bakoitzari. Funtsean, mota horretako iragazki bat erabiltzen da zehazteko ea hegazti bat, gelaxka jakin batean egotean, ugaltzailetzat har daitekeen edo ez, behatzen den urteko garaia kontuan hartuta<sup>[1,3]</sup>.

Jarraian, Euskadin habia egiten duten hegazti-espezie guztiei iragazki fenologikoaren bidez aplikatutako irizpideen zerrenda zehazten da, hainbat kategoria kontuan hartuta. *A priori*, 1. taulan (hau da, Atlas-kodean) azaltzen diren irizpideek determinatzen dute edozein espeziaren aipamen bat ugaltzaile posibletzat, probabletzat edo segurutzat hartzea. Iragazki fenologikoak, funtsean, A1 kodea (ugalketarako habitat eta garai egokietan egotea) esleitura daukaten aipamenei eragiten die. Hala ere, jarraian ikusiko dugun bezala, taxon batzuentzat, ez da posible presentzia-datetan oinarritutako datuen iragazki bat ere erabiltzea ugaltzailetzat hartzeko. Horrela, bada, kategoria bakoitzerako adierazten da noiz (iragazki fenologikoa) eta zein

# METODOLOGÍA 3

## MAPAS, MODELOS Y ESTIMAS

### Mapa de distribución a escala de celdas de 5×5 km

#### Distribución y evidencia de reproducción

Para determinar el área geográfica que cada una de las especies presenta en Euskadi, a escala de celdas UTM de 5×5 km, se tuvieron en cuenta todas las citas de aves reproductoras, fuera cual fuera la fuente de datos. Debido a la heterogeneidad de fuentes, se aplicó un filtro a todos estos datos con el fin de seleccionar para el Atlas solo las citas con, como mínimo, una probabilidad muy alta de reproducirse en cada zona, lo que se conoce como evidencias de reproducción (Tabla 1). En este contexto, el principal reto consistió en determinar la reproducción en una zona dada sin que para ese caso particular se dispusiera de signos claros de ello (códigos C). Esto ocurre en especies en las que la sola presencia de un individuo (o varios) no es suficiente para asumir su reproducción. Caso típico es el de individuos en paso migratorio, en los que el hecho de observar un ejemplar en hábitat y periodo adecuados para la cría no indica, necesariamente, su reproducción. O de ejemplares no reproductores, a menudo subadultos en el caso de especies de gran tamaño, que pueden llegar a quedarse en Euskadi en época de cría pero sin por ello ser parte del núcleo reproductor en el territorio. Para paliar posibles sesgos de este tipo (esto es, incorporar al Atlas citas de aves en paso migratorio y/o estivales no reproductoras), se aplicó un filtro fenológico para cada una de las especies. En esencia, un filtro de esta naturaleza es una herramienta que se usa para determinar si la presencia de un ave en una celda dada puede (o no) considerarse como reproductora según la época del año en que se observa<sup>[1,3]</sup>.

A continuación se detalla la relación de criterios aplicados al conjunto de especies de aves nidificantes en Euskadi, considerando diferentes categorías. *A priori*, la consideración de toda cita como especie reproductora posible, probable o segura responde a los criterios que se explican en la Tabla 1, o código Atlas. El filtro fenológico afecta, fundamentalmente, a las citas que tienen asignado el código A1 (presencia en hábitat y periodo adecuados para la cría). No obstante, existen algunos taxones para los que ni siquiera un filtro por fechas para datos de presencia se puede dar por válido para considerar su reproducción. Así pues, para cada una de las categorías se indica cuándo (filtro fenológico) y a partir de qué código una cita se valida como evidencia de reproducción posible, probable o segura.

Kodea	Azalpena
<b>Ugalketa posiblea</b>	
A1	Espeziearen presentzia, ugalketarako habitat eta garai egokian
A2	Arra ugalketa-garaian kantari
<b>Ugalketa probablea</b>	
B3	Bikotea, ugalketarako habitat eta garai egokian detektatua
B4	Jokaera lurraldekoa, leku berean egun ezberdinetan behatua
B5	Eztei-errituala, gorteatzea
B6	Ugalketa-leku probable batera joaten
B7	Jokaera larritua, habia baten presentzia iradokitzen duena
B8	Emea/arra, txitatze-plaka duena
B9	Habia egiten
<b>Ugalketa segurua</b>	
C10	Predatzaileak nahasteko jokaera
C11	Habia, uneko urtean erabiltzen ari den zantzuak dituen
C12	Txitak edo hegan egiten hasi aurreko hegaztiak
C13	Habia bat, hegazti bat txitatzen duena edo edukia ikusten ez zaiona
C14	Heldua, janaria edo gorotz-zakuak eramaten
C15	Habia, arrautzak dituen
C16	Habia, txitak dituen (ikusitakoak edo entzundakoak)

1. taula. Ugalketa-ebidentziak.

kodetatik aurrera baliozkotzen den aipamen bat ugalketa posible, probable edo segurutzat.

- (1) Espezie sedentario arruntetan, Euskaditik kanpoko hegazti negutarren ekarpena nulua edo baztergarria izaten da; gainera, laster ugaltzen dira, eta, sarritan, urteko errunaldi bat baino gehiago izaten dute. Horrelakoetan, martxotik abuztura arte lortutako aipamen orori A1 kodea esleitu zitzaion (A2, B edo C Atlas-koderik ez bazuen). Haiei buruzko aipamenak, beraz, ugaltzaile posibletzat hartu ziren. Ugalketa are goiztiarragoa duten espezie jakin batzuetan irizpide hori aplikatu zen, baina urtarrila-ekaina epea hartuta. Espezie horietan guztietan, adierazi den epeko A2 kodea eta B kodeak ugalketa probableko ebidentziatzat hartu ziren (kasu horietan, kantari ari den ar batek oso probabilitate handiz adierazten du lurralde iraunkor bat, B4 kode baten balioidea). C Atlas-kode bati lotutako edozein aipamen, urteko unea edozein zela ere, ugalketa seguru gisa baliozkotu zen zuzenean. Adibidea: paridoak, garrapoak eta txolarreak.
- (2) Seguru antzean tokiko egoiliarak izanda tokiko jatorria ez duten hegazti negutar edo pasekoen ekarpen handikoak diren espezieetan, maiatzetik ekainera arteko aipamen orori A1 kodea esleitu zitzaion (beste Atlas-koderik esleituta ez bazuten, hala nola A2, B edo C). Egoera hori gertatzen da kontinentearen hegoaldeko penintsuletan eta Afrika iparraldean negua igarotzen duten espezie askoren Europa erdialdeko eta iparraldeko

Código	Explicación
<b>Reproducción posible</b>	
A1	Presencia de la especie en hábitat y época adecuados para la cría
A2	Macho cantando en época de cría
<b>Reproducción probable</b>	
B3	Pareja detectada en hábitat y periodo adecuados para la cría
B4	Comportamiento territorial, observado en el mismo lugar en días diferentes
B5	Parada nupcial, cortejo
B6	Visitando un sitio de cría probable
B7	Comportamiento agitado que sugiere la presencia de un nido
B8	Hembra/macho con placa incubatriz
B9	Construcción de nido
<b>Reproducción segura</b>	
C10	Comportamiento de distracción de depredadores
C11	Nido con signos de uso en el año en curso
C12	Pollos, volantones
C13	Nido con un ave incubando o que no se ve el contenido
C14	Adulto llevando alimento o sacos fecales
C15	Nido con huevos
C16	Nido con pollos (vistos u oídos)

Tabla 1. Evidencias de reproducción.

- (1) En especies residentes, comunes, en las que el aporte de aves invernantes de fuera de Euskadi es nulo o marginal, que además suelen criar pronto y que con frecuencia tienen más de una puesta por año, a toda cita obtenida desde marzo hasta agosto se le asignó el código A1 (en caso de que no tuviera ya asignado un código Atlas A2, B o C). Tales observaciones se consideraron, en consecuencia, como reproductores posibles. En determinadas especies de reproducción aún más temprana se aplicó este criterio, pero considerando el periodo enero-junio. En todas estas especies, el código A2 así como los códigos B dentro del periodo que se ha indicado se consideraron como evidencia de reproducción probable (en estos casos un macho cantando indica con muy alta probabilidad un territorio permanente, equivalente a un código B4). Cualquier cita asociada a un código Atlas C, fuera cual fuera el momento del año, se validó directamente como reproducción segura. Ejemplo: páridos, trepador o gorriones.
- (2) En especies que posiblemente son residentes a nivel local, pero para las que existe un aporte importante de aves de origen no local en paso y/o en invernada, a toda cita obtenida desde mayo hasta junio se le asignó el código A1 (en caso de que no tuviera ya asignado otro código Atlas, como A2, B o C). Esta circunstancia se da con las poblaciones del centro y el norte de Europa de muchas especies que invernán en las penínsulas del sur del continente y el norte de África, cuyo paso migratorio en

populazioekin. Izan ere, espezie horien migrazio-pasea apirila arte luzatzen da maiz Euskadin<sup>[24]</sup>. Aipamen horiek ugaltzaile posibletzat hartu ziren. Aurreko kasuan bezala, espezie horietan guztietan, adierazi den epearen barruko A2 kodea eta B kodeak ugalketa probableko ebidentziatzat hartu ziren (izan ere, kantari ari den ar batek, epe horretarako, oso probabilitate handia du ugalketa-lurralde bat defendatzen aitzeko, eta hori B4 kode baten baliokidea da). C Atlas-kode bati lotutako edozein aipamen, urteko unea edozein zela ere, ugalketa seguru gisa baliozkotu zen zuzenean. Adibidez: buztanikarak, txanxangorriak, Saharaz iparraldeko txinboak, fringilidoak edo enberizidoak (berdantza miarritza izan ezik).

- (3) Espezie transahararrak –hau da, negua Saharaz hegoaldeko Afrikan igarotzen dutenak– sarritan berandu igarotzen dira udaberrian; horrelakoen A1 kodeko aipamen guztiak Atlas honetatik kanpo utzi ziren, eta soilik sartu ziren, ugaltzaile posible gisa, maiatzetik ekainera bitarteko A2 kodea hasieratik esleitu zitzaizkien. Espezie urrietan edo migrazio-pasean kantatzen dutenetan ere (urretxoriak eta urretxindorrek, adibidez) B4 kodea edo goragokoa zuten aipamenak bakarrik hartu ziren kontuan.
- (4) Anatido, zikoniforme, ubarroi, kaio eta harkaitzei lotutako harraparien kasuan, ugalketa seguruko puntuak baizik ez ziren sartu Atlasean, hau da, C kodeko aipamenak. Izan ere, horrelako espezieetan maiz agertzen dira hegazti ez-ugaltzaileak, baita ugaltze-garaian ere –bai ale helduurrekoak direlako, bai helduak izanik edozein arrazoi dela kausa eskualdean ugalduko ez direlako–. Nolanahi ere, banako horiek ezin dira populazio ugaltzaile gisa zenbatu. Irizpide horren salbuespen basahatearen aipamenak izan ziren. Lurralde osoan oso hedatuta dago espezie hori. Kasu horretan, martxotik ekainera bitarte lortutako aipamenak ere ugalketa posibleko banakotzat hartu ziren.

Erantzuntze-datuaren kasuan, ugalketa segurutzat hartu ziren habian eraztuna jarritako hegaztien aipamen guztiak zein lumak oraindik hazi gabeko hegan egiten hasi aurrekoenak (EURING 1 adina), bai eta arrautza bat zutelako zantzuak erakusten zituzten emeak ere, hau da, umedun zeudenak (EURING 4 adina eta ugaltze-egoeraren kodea 6). Ugaltzaile probabletzat hartu ziren ugalketa-kodea honela ebaluatu zitzaizkien hegaztien aipamen guztiak: 1-4 (garatzen ari diren emeen txitatze-plakak, irrigazio maximoa edo erregresioa hasia) edo 7-8 (arretan, kloaka-protuberantzia nabarmena edo txitatze-plaka; B8 kodearen baliokidea), baita ugaltze-garaian behin eta berriz harrapatu zirenak ere (B4 kodea). Azaldu berri ditugun ugaltze-zeinurik gabe ugaltze-garaian azaldutako hegazti eraztundunei A1 kode bat esleitu zitzaizkien, gorago azaldu diren iragazkiak aplikatuz.

## Ugaritasuna

Atlaseko espezieen ugaritasuna, kasuen arabera, bana-koetan (ban.), bikoteetan (bik.) edo lurraldeetan (lur.) estimatu da. Zenbait azterlanetan, bikote heldu ugaltzaileen kopuruaren arabera estimatzen da ugaritasuna<sup>[25,26]</sup>, eta beste batzuetan, berriz, banako kopuruaren arabera<sup>[27]</sup>. Atlas honetan, ahal izan den guztietan, banakoa hartu da ugaritasun-unitatetzat. Horren arrazoia da, besteak beste,

Euskadi se prolonga, a menudo, hasta el mes de abril<sup>[24]</sup>. Tales observaciones se consideraron como reproductores posibles. En todas estas especies el código A2, así como los códigos B dentro del periodo que se ha indicado, se consideraron como evidencia de reproducción probable (ya que un macho cantando tiene, para este periodo, una probabilidad muy alta de defender un territorio de cría, equivalente a un código B4). Cualquier cita asociada a un código Atlas C, fuera cual fuera el momento del año, se validó directamente como reproducción segura. Ejemplo: lavanderas, petirrojos, curruacas de carácter presahariano, fringílidos o emberízidos (salvo el escribano hortelano).

- (3) En especies transaharianas, invernantes en el África subsahariana, cuyo paso en primavera a menudo es tardío, se excluyeron de este Atlas todas las citas con código A1 y sólo se incluyeron, como reproductores posibles, aquellas a las que se asignó de origen un código A2 desde mayo hasta junio. Incluso en las especies más escasas o las que cantan en paso migratorio (como oropéndolas y ruiseñores) sólo se consideraron las citas con código B4 o superior.
- (4) En anátidas, ciconiformes, cormoranes, gaviotas y rapaces ligadas a roquedos sólo se incluyeron en el Atlas los puntos de cría segura, esto es, las citas con código C. Esto es debido a que en este tipo de especies es frecuente la presencia de aves no reproductoras, incluso durante la época de reproducción, por tratarse de aves subadultas o adultos que por el motivo que sea no se van a reproducir en la región. En todo caso, son individuos que no se pueden computar como población reproductora. Excepción a este criterio fueron las citas de ánade azulón, una especie muy extendida por todo el territorio, en cuyo caso se consideraron como individuos de reproducción posible también las citas que se obtuvieron entre los meses de marzo y junio.

En el caso de datos de anillamiento, se valoró como reproducción segura todos los datos de aves anilladas en nido o volantes con plumas aún en crecimiento (edad EURING 1), así como las hembras con signos de tener un huevo, esto es, grávidas (edad EURING 4 y código de estado reproductor 6). Como reproductores probables se consideraron todos los datos de aves cuyo código reproductor se evaluó como 1-4 (placas incubatrices de hembras en desarrollo, irrigación máxima o comenzando su regresión) o 7-8 (en machos, protuberancia cloacal acusada o placa de incubación; equivalente a un código B8), así como las que se recapturaron en repetidas ocasiones a lo largo de la temporada de cría (código B4). A los anillamientos que se obtuvieron en periodo de cría, sin los signos de reproducción anteriores, se asignó un código A1 mediante la aplicación de los filtros que se han explicado más arriba.

## Abundancia

La abundancia de las especies del Atlas se ha estimado, según casos, en individuos (inds.), parejas (ps.) o territorios (ts.). Mientras que algunos estudios estiman la abundancia en parejas de adultos reproductores<sup>[25,26]</sup>, otros lo hacen teniendo en cuenta el número de individuos<sup>[27]</sup>. En este Atlas, siempre que fue posible se consideró el individuo como unidad de abundancia. Esto es debido, entre otras cosas, a

askotan ale *higikorrak* hartu behar direla kontuan; hau da, lurralde bat ezartzera iritsi ez eta lurralde batetik bestera mugitzen diren tokiko helduak<sup>[28,29]</sup>, edo banako berriak, hutsik zegoen edo hutsik geratutako lurralde bat (adibidez, predazioaren ondorioz) okupatzen dutenak. Ugaritasuna neurtzeko unitatetzat lurraldea hartzen badugu, inplizituki onartzen dugu hegazti habiagileen populazioa, soilik, lurraldea duten bikoteek osatzen dutela. Higikor horien pisu erlatiboa oso handia izan daiteke (> %20)<sup>[28,30]</sup>, eta, gainera, urte, eskualde edo espezieen artean aldatu egiten da<sup>[31]</sup>. Hegazti higikor horiek funtsezko zeregina izan dezakete demografiaren ikuspegitik, ugalketan ere parte har baitezakete<sup>[32,33]</sup>. Errealitate hori alde batera utzita, kontuan hartu behar da bikote-kopurua estimatzeko funtsezkoa dela, lehenik eta behin, lurralde-tamainak ezagutzea. Hegazti kolonialetan, horrek ez du arazorik sortzen, lurraldea habiaren inguruko oso erradio murriz batera mugatzen baita, eta, ondorioz, egoera horretan nahikoa da txitatzen ari diren hegaztiak edo erabiltzen direla egiaztatzen den habiak zenbatzea (adibidez, hori gertatzen da enara azpizurien edo erle-txorien kolonietan). Hegazti ez-kolonialeetan, zoritxarrez, ez da beti jakiten habia non dagoen (hain zuzen, salbuespena izaten da hori), eta, beraz, kasu horietan beharrezkoa izaten da eremu jakin bateko lurralde-kopuruaren estimazioa egitea. Lurralde bat zehaztea ez da lan erraza, bereziki jarraipenaren xede izango diren banakoek ez badute identifikatzeko markarik (adibidez, eraztunak). Kasu horietako gehienetan, behatzailea ezin da erabat ziur egon zentsu batean ikusitako alea (adibidez, geraleku batetik kantari ari den arra) ez dela aurreko edo ondorengo laginketa batean ikusitako bera. Hori alde batera utzita, eremu batera behin eta berriz egindako bisitak dira lurraldeen mapaketaren oinarria, hegaztien kokapen zehatza ezartzeko, eta, horren ondoren, datu horiek beren lurraldea kalkulatzeko erabiltzeko. Hori zaila bada markatu gabeko hegaztiekin, are konplikatuagoa da laginketa-kopurua txikia bada; izan ere, sarritan behaketa asko behar izaten dira (batzuetan, 30 baino gehiago ere bai) ale jakin baten lurraldea zehazteko<sup>[34,35]</sup>. Aipatutako guztia dela eta, bai eta kolaboratzaileen prestasun mugatua eta lurraldeen laginketa egiteko epe laburra ere, iruditu zitzaigun Atlas honetan ugaritasuna estimatzeko erarik hoberena detektatutako heldu-kopurutik abiatzea zela.

### Irudikapen grafikoa

Banaketa- eta ugaritasun-mapak goian deskribatutako informazio guztia biltzen du, eta 5x5 km-ko UTM gelaxkan sare baten gainean irudikatzen du, sintetizatua.

Espezie bakoitzaren presentzia (behatua) zirkulu baten bidez adierazten da (halakorik ez egoteak adierazten du espeziea ez dela gelaxkan detektatu). Zirkuluaren koloreak ugalketa-ebidentzia adierazten du, bi kategoriatan bakarrik bildua: berde argia, ugalketa posiblea bada; berde iluna, ugalketa probablea edo segurua bada.

Gainera, zirkuluaren tamainak gelaxkako populazio-tamaina adierazten du, lau kategoriatan banatua: <1-9 banako (edo bik. edo lur.), 10-99, 100-999 edo 1000-9999. Gainera, populazioaren tamaina ezezaguna denean, zirkulu *hutsak* erabiltzen dira.

que muy a menudo debe considerarse la existencia de ejemplares “flotantes”: adultos locales que no llegan a establecer un territorio y se mueven de un territorio a otro<sup>[28,29]</sup> o de nuevos individuos que pueden ocupar un territorio que estaba o se hubiera quedado vacante (e. g. en caso de depredación). Si consideramos el territorio como unidad de medida de la abundancia, asumimos, implícitamente, que la población de las aves nidificantes estaría formada, exclusivamente, por parejas con territorio. El peso relativo de estos flotantes puede llegar a ser muy importante (>20%)<sup>[28,30]</sup> y, además, este suele variar entre años, regiones o especies<sup>[31]</sup>. Estas aves flotantes pueden desempeñar un papel clave desde el punto de vista demográfico, pues pueden llegar a participar en la reproducción<sup>[32,33]</sup>. Además, para estimar el número de parejas es fundamental, primeramente, conocer los tamaños de territorio. En aves coloniales esto no supone un problema, porque el territorio se limita a un reducidísimo radio en torno al nido y, en consecuencia, basta en estas circunstancias con contar aves incubando o nidos donde se constata su uso (como ocurre en colonias de aviones o abejarucos). En aves no coloniales, desafortunadamente no siempre se sabe dónde está el nido (de hecho esto suele ser la excepción), por lo que en estos casos es necesario llevar a cabo una estima del número de territorios. Esto no es tarea fácil, particularmente si los individuos que van a ser objeto de seguimiento no tienen marcas que los identifiquen (e. g., anillas). En la mayoría de estos casos, el observador nunca puede estar totalmente seguro de que el ejemplar avistado en la visita (e. g., macho cantando desde un posadero) es el mismo visto en un muestreo anterior o posterior. Al margen de esto, el mapeo de territorios se basa en la visita reiterada a una zona con el fin de establecer la posición exacta de las aves que hay y, posteriormente, utilizar estos datos para calcular su territorio. Si esto ya es complicado con aves sin marcar, aún lo es más si el número de muestreos es bajo, pues con frecuencia son necesarias muchas localizaciones (a veces hasta más de 30) para determinar el territorio de un ejemplar concreto<sup>[34,35]</sup>. Debido a todo lo mencionado, además de la disponibilidad limitada de personal y el corto plazo en que se ha de llevar a cabo el muestreo de territorios, para este Atlas se optó por una estimación de la abundancia a partir del número de individuos adultos detectados.

### Representación gráfica

El mapa de distribución y abundancia aglutina toda la información arriba descrita y la representa, sintetizada, sobre una malla de celdas UTM de 5x5 km.

Para cada una de las especies, su presencia (observada) se indica mediante un círculo (la ausencia de éste indica que la especie no ha sido detectada en la celda), cuyo color representa la evidencia de reproducción, agrupada en tan solo dos categorías: verde claro, si es reproducción posible; verde oscuro, si es reproducción probable o segura.

Adicionalmente, el diámetro del círculo indica el tamaño poblacional en la celda, agrupado en cuatro categorías: <1-9 individuos (o ps. o ts.), 10-99, 100-999 o 1000-9999. Además, cuando el tamaño de la población es desconocido se utilizan círculos ‘vacíos’.

## Presentzia-probabilitatearen banaketa modelizatuaren mapa

### Ohar orokorrak

Gaur egun, hegazti-banaketa atlas moderno guztiek, behatutako espezieen presentzia erakusten duten mapekin batera (Atlas honetan, 5x5 km-ko UTM gelaxken eskalako behaketa-mapa), presentzia- edo ugaritasun-probabilitatearen mapak gehitzeko ahalegina egiten dute. Era horretan, batezbesteko batean, landan datuak biltzeak dakarren detektagarritasun ez-homogeneoak sortzen dituen alborapenak zuzendu daitezke<sup>[1-3]</sup>. Aurrerago azalduko dugun moduan, bi arrazoik justifikatzen dute modelizazio-metodoak aplikatzea: lortutako datuen banaketen arteko aldeek, batetik, eta espero diren estimazioak modu sendoagoan lortzea ahalbidetuko duten irtenbideak eduki beharrak, bestetik. Hala ere, teknika horiek erabiltzeko, ezinbestekoa da datu-kopuru nahikoa izatea, haien kantitateak eta kalitateak eragin zuzena baitu estimazio horien sendotasunean, aztergai den lurraldean. Beraz, Atlas honetan erabilitako presentzia- edo ugaritasun-probabilitateen estimazioak lortzeko, espezie arrunten eta gaueko harraparien zentsu estandarizatuen bidez lortutako datuak soilik erabili ziren. Datu-bolumena behar bezain handia izan ez zen espezie askotarako, ez zen presentzia-probabilitatearen maparik egin. Hori bereziki nabarmena da espezie arraroenentzat: lagin-tamaina txikiegia denez, adierazgarriak ez diren emaitzak lor daitezke. Obra honetarako, sendotasun-irizpide gisa ezarri zen zentsatutako gelaxken %10ean, gutxienez, hegaztiak aurkitzea.

Atlas honek, eskualde<sup>[3]</sup>, estatu<sup>[2]</sup> edo Europa<sup>[1]</sup> mailako beste atlas batzuen moduan, espezieen banaketa modelizatzeko metodoak aplikatzen ditu (ingelesez *SDM, Species Distribution Models*). Metodo horien bidez, espezieen presentzia/gabezia edo ugaritasunari buruzko datuak eta ingurumenari buruzkoak (habitat jakin baten ugaritasuna, altitueda, tenperatura edo ur-ibilgu batekiko distantzia) lot daitezke. Horregatik, metodo horiei nitxo ekologikoko ereduak ere deitzen zaie (ingelesez *ENM, Ecological-Niche Models*). Izan ere, jotzen dute ugaritasuna edo banaketaziklo biologikoa ahalbidetzen duten ingurumen-faktoreen konbinazio batera mugatzen dutela espezieek beren presentzia<sup>[36]</sup>. Metodo horien arabera, gainera, nitxo ekologikoa homogeneoa da zentsatutako lurralde osoan, zeren eta espezie bakoitzaren populazioak orekan mantentzen baitira ingurumen-ezaugarriak egokienekin. Adibidez, antzandobi arrunta nekazaritza-paisaiekin lotzen da. Landazabal askoko gelaxka batean egindako zentsu batean espeziea ikusten ez bada ere (adibidez, halabeharrez edo gelaxka horretan laginketarik egin ez zelako), presentzia-probabilitatearen mapak probabilitate-balio handia kalkulatu du zona horretarako, jotzen baitu lotura handia eta homogeneoa dagoela antzandobi arruntaren lurraldean eta paisaia-mota horren ugaritasunaren artean.

## Mapa de distribución modelizada de la probabilidad de presencia

### Generalidades

Actualmente, todos los atlas de distribución de aves tratan de añadir, junto a los mapas que muestran la presencia observada de especies (en este Atlas, el mapa de observaciones a escala de celdas UTM de 5x5 km), mapas de probabilidad de presencia o de abundancia que corrigen los sesgos que se crean por una desigual detectabilidad durante el proceso de toma de datos en campo<sup>[1-3]</sup>. La diferencia de distribución entre los datos observados y la necesidad de disponer de soluciones que permitan obtener estimas esperadas de manera más sólida es lo que justifica la modelización. Para utilizar dichas técnicas es imprescindible disponer de un número suficiente de datos, ya que su cantidad y calidad influye directamente en la robustez de nuestras predicciones. Para obtener las estimas de probabilidad de presencia o de abundancia utilizadas en este Atlas se consideraron únicamente los datos que se obtuvieron a través de censos estandarizados de especies comunes y rapaces nocturnas. En muchas especies para las que el volumen de datos no fue lo suficientemente elevado, se renunció a calcular mapas de probabilidad de presencia. Esto es especialmente evidente para las especies más raras, que pueden dar lugar a resultados poco representativos debido a tamaños de muestra demasiado pequeños. Para la presente obra se estableció como criterio de robustez, la presencia en al menos un 10% de las celdas censadas.

El presente Atlas, al igual que otros predecesores a escala regional<sup>[3]</sup>, estatal<sup>[2]</sup> o continental<sup>[1]</sup>, utiliza métodos de modelización de distribución especies (abreviado en inglés *SDM, Species Distribution Models*). Estos tienen la capacidad de establecer relaciones entre los datos de presencia/ausencia o abundancia de especies con los de información ambiental (como la abundancia de un cierto hábitat, altitud, temperatura o distancia a un curso de agua). Por ello, dichos métodos son también llamados modelos de nicho ecológico (abreviado en inglés *ENM, Ecological-Niche Models*), ya que asumen que las especies restringen su presencia, abundancia o distribución a una combinación de factores ambientales que posibilitan su ciclo biológico<sup>[36]</sup>. Dichos métodos asumen, además, que el nicho ecológico es homogéneo en todo el territorio censado, como consecuencia de que las poblaciones se mantienen en equilibrio con las características ambientales más favorables. Por ejemplo, el alcaudón dorsirrojo es una especie que se asocia a paisajes de carácter agrícola. Aunque la especie no se observe durante un censo en una celda con alta abundancia de campiñas (por ejemplo por azar o porque no se detectó estando presente), el mapa de probabilidad de presencia calculará un valor de probabilidad alto para esa zona, al asumir que existe una relación alta y homogénea para el conjunto del territorio del alcaudón dorsirrojo con la abundancia de este tipo de paisaje.

## Aldagai iragarleak

Presentzia-probabilitatearen mapa bat eraikitzeke, ingurumenari lotutako aldagai iragarleen multzo batean oinarritutako ereduak erabiltzen dira. Aldagai horiek honi buruzko informazioa jasotzen dute: espezie bakoitzak lurraldean duen banaketa *a priori* baldintzatzen duten faktoreak. Beste alderdi interesgarri bat da ingurumen-faktore horiek lortzeko erabiltzen den eskala espaziala (edo bereizmena). Izan ere, ondo dakigu espezie bakoitzaren presentzia/absentzia edo ugaritasuna eskalaren mende dagoela, eta eskala hori metro gutxi batzuen eta kilometro batzuen artekoa izan daitekeela<sup>[37]</sup>. Atlas honetarako, informazio-geruzak atera ziren –hau da, mapak–, espezie bakoitzaren ingurumen-eskakizunekin zerikusia izan dezaketen aldagai iragarleei buruzkoak. Geruza bakoitza Geografia Informazio Sistemen (GIS) bidez prozesatu zen, informazioa gure Atlasaren lan-eskalara doitzeko: 1×1 km-ko UTM gelaxkak, hau da, laginketa estandarizatuertarako erabiltzen den eskala edo ebazpenari dagokiona.

Nabarmentzekoa da ateratzen diren aldagai iragarleen geruzetan aurkitu daitezkeela korrelazio lineala duten aldagai-bikoteak. Horrek zaildu lezake presentzia-probabilitatearen ereduak lortzea<sup>[38]</sup>. Elkarren artean lotura handia zuten aldagaiak sartzeari saihesteko, aldagai-bikoteen arteko Pearsonen korrelazioa kalkulatu zen, eta 0,7tik beherako balioa zutenak bakarrik atxiki ziren. Kategoria hauetan sailka daitezke:

- (1) Habitat-aldagaiak. Habitat-mota da, oro har, espezieen banaketaren baldintzatzaile nagusietako bat; bereziki, hegaztien banaketarena, edozein eskala espazialean. Habitata adierazteko hurbilketarik fidagarrienetako bat lurzorua erabilerari buruzko informazio-geruzen bidezkoa da. Atlas honetarako, *CORINE Land Cover (CLC)* proiektuko lurzoru-erabileren geruza baliatu dugu, hau da, Europako Ingurumen Agentziak sortu eta garatutako inbentarioa. Sei urtean behin eguneratzen da, eta Landsat satelitetik datozen irudien hautapen batetik elikatzen da. CLCk lurzoru-erabileren 44 mota edo kategoria ditu, gutxienez 100×100 m-ko bereiz-menekoak. Gure atlasean 2018ko datuen geruza erabili zen. Geruza horretatik, aldagai-bikoteen (kasu honetan, erabilera-motak) arteko korrelazioak aztertu ondoren, honako hauek hautatu ziren: hostozabalen basoa, zuhaixka-landaredia, eremu artifiziala, ur-eremua, nekazaritza-eremua eta hezegunea. CLCk harrapatu gabeko informazioa osatzeko, geruza bat kalkulatu zen *NDVI* balioekin (ingeleseko *Normalized Differential Vegetation Index*), Landsat 8ko (USGS) irudietatik abiatuta sortua –gutxienez 30 m-ko bereizmeneko irudiak–. Udako (2017ko ekaina) eta neguko (2017ko azaroa) *NDVI*ak kalkulatu ziren. *NDVI* indizeak baso-landarediaren motak bereiz-teko aukera ematen du: hostozabalak (*NDVI*ren balio altua udan eta txikia neguan) eta koniferoak (*NDVI*ren balio altua udan zein neguan).
- (2) Aldagai klimatikoak eta topografikoak. Klima, topografiaren moduan, hegaztien banaketaren beste baldintzatzaile bat da, batez ere eskala espazial zabaletan. Atlas honetarako zenbait geruza-mota sortu ziren, honako hauetan oinarrituak: (1) Euskadiko estazio

## Variables predictivas

Un mapa de probabilidad de presencia se construye a partir de modelos basados en un conjunto de variables predictoras de carácter ambiental que contengan información sobre los factores que, *a priori*, condicionan la distribución de cada una de las especies en el territorio. Otro aspecto de interés es la resolución para la que se obtienen estos factores, ya que es bien sabido que la presencia/ausencia o abundancia de cada especie está condicionada a la escala, que puede variar entre unos pocos metros y varios kilómetros<sup>[37]</sup>. Para este Atlas, se extrajeron mapas o capas de información de factores ambientales o variables predictoras potencialmente relacionados con los requerimientos ambientales de cada especie. Cada una de las capas fue procesada con herramientas de Sistemas de Información Geográfica (SIG) con el fin de ajustarla a la escala de trabajo de este Atlas: celdas UTM de 1×1 km, que corresponde a la resolución empleada para los muestreos estandarizados.

Cabe destacar que, de todas las capas extraídas, puede haber correlación lineal entre pares de variables, lo cual podría dificultar la modelización<sup>[38]</sup>. Para evitar la inclusión de variables altamente relacionadas entre sí se calculó la correlación de Pearson entre pares de variables y se retuvieron sólo aquellas que mostraron un valor de correlación por pares menor a 0,7 y que se pueden agrupar en las siguientes categorías:

- (1) Variables de hábitat. El tipo de hábitat es en general uno de los principales condicionantes de la distribución de las especies, y en particular de las aves a cualquier escala espacial. Una de las aproximaciones más fidedignas para representar el hábitat es a través de capas de información relativas a los usos del suelo. Para este Atlas usamos la capa de usos del suelo del proyecto *CORINE Land Cover (CLC)*, que es un inventario desarrollado y generado por la Agencia Europea de Medioambiente, actualizado cada seis años, que se nutre de una clasificación de imágenes que proceden del satélite Landsat. *CLC* consta de 44 clases o categorías de usos del suelo con resolución mínima de 100×100 m. En nuestro Atlas se utilizó la capa de datos de 2018, de la cual, una vez analizadas las correlaciones entre pares de variables (en este caso, coberturas de tipos de usos), se seleccionaron las siguientes: bosque de frondosas, vegetación arbustiva, superficie artificial, superficie de agua, zona agrícola y zona húmeda. Para complementar la información no capturada por *CLC*, se calculó una capa con valores *NDVI* (del inglés, *Normalized Differential Vegetation Index*), generada a partir de imágenes de Landsat 8 (USGS) a resolución mínima de 30 m. Se calculó el *NDVI* de verano (junio, 2017) e invierno (noviembre, 2017). El índice *NDVI* permite separar vegetación forestal de frondosas (e. g., valor *NDVI* alto en verano y bajo en invierno) y de coníferas (e. g., valor *NDVI* alto en verano y en invierno).
- (2) Variables climáticas y topográficas. El clima es, al igual que la topografía, otro condicionante de la distribución de las aves, especialmente a escalas espaciales amplias. Para este Atlas se generaron varios tipos de capas, basadas en (1) la red de estaciones meteorológicas de Euskadi

meteorologikoen sarea eta eskualde mugakideetako; hau da, Euskalmet eta AEMET, hurrenez hurren. Azken sare horrek 1971-2000 epeko temperatura eta prezipitazio-serie historikoak ditu; horrela, interpolazioen bidez, temperatura ertaineko (Tg), minimoko (Tn) eta maximoko (Tx) geruzak lortu ziren 0,9 km-ko bereizmenean. (2) Lurraren eredu digitala ([www.geoeuskadi.eus](http://www.geoeuskadi.eus) ataria); horren bidez, malda minimo (Pn) eta maximoen (Px) geruza topografikoak lortu ziren 25 m-ko bereizmenean. (3) Ibai-ibilguen sarearen geruza (geoeuskadi), zeinaren bidez ibairik hurbilenerako (Dr) eta itsasertz-lerroarekiko (Dc) distantzia kalkulatu baitzen.

- (3) Espazialki kutsatzen diren aldagaiak. Azaldu ditugun bi aldagai-multzoak alde batera utzita, gerta daiteke haietako batek ere ez azaltzea, behar bezala, egungo banaketa. Hori askotan gertatzen da ingurunearekin orekan ez dauden populazioak dituzten espezieetan. Horrelakoetan, badira lurraldeko zenbait eremu, zeinetan, ingurumen-baldintza egokiak izan arren, ez baita espeziea ageri arrazoi demografiko edo historikoak direla eta. Adibidez, atzeraldian nahiz hedatzen ari diren populazioetan, egon daitezke eremu batzuk *a priori* okupatuak izateko egokiak izan arren okupatu gabe daudenak, bai bertan desagertze-prozesu bat egon delako, bai espezieak ez duelako oraindik eremua kolonizatu, hurrenez hurren (Brotons *et al.* 2004). Errealitate horrek ez du zerikusirik habitatarekin, klimarekin edo topografiarekin, eta, normalki, autokorrelazio espazialeko neurrien bidez sartzen da eruedetan. Autokorrelazio espazialak kontuan hartzen du espezie baten presentzia lotua dagoela inguruko beste leku batzuetan agertzeari edo ez agertzeari<sup>[39]</sup>. Gure Atlaserako egin ziren eruedetan errealitate hori txertatzeko, interpolazio geoestatistikoko teknikak (*kriging*) erabili ziren. Teknika horiek espazioko puntudentsitatea kalkulatzeko erabiltzen dira, eta abiapuntutzat dute elkarren inguruko puntuek urrun daudenekeiko baino balio antzekoagoetara jotzen dutela. Horrela, espezie bakoitze-rako geruza espezifikoko bat sortu zen, mendekotasun espazialeko balioetan oinarritua, 1 km<sup>2</sup>-ko bereizmenean.

### Espezie arrunten modelizazioa

Euskadiko hegazti-espezie arrunten banaketa geografikoa iragartzeko aplikatutako metodo estatistikoaren oinarria da onartzea espezie baten behaketa honen arabera dela: lagindutako herri bakoitzean dauden aldagai iragarleak (edo ingurumen-faktoreak). Gure kasu partikularrean, eta espezie bakoitzerako, presentziari/absentziari buruzko datuak (hau da, 1/0) behar dituzten estatistika-teknikak erabiltzen ditugu, zentsu estandarizatuen bidez bildutakoak. Ondoren, ebaluatu zen ea behaketa independenteetakoak ote ziren espezie bakoitzaren presentzia-probabilitatearen iragarpenak. Azkenik, aztertutako eremu osorako presentzia-probabilitatearen iragarpenak sortu ziren.

Deskribapen sakonetan sartu gabe, modelizazio-prozesua hiru urratsetan laburbiltzen da (4. ird.).

(Euskalmet) y regiones limítrofes (AEMET), que cuenta con series históricas de temperaturas y precipitación durante el periodo 1971-2000, con lo que se obtuvieron, median-te interpolaciones, capas de temperaturas media (Tg), mínima (Tn) y máxima (Tx) a resolución de 0,9 km; (2) modelo digital del terreno (portal [www.geoeuskadi.eus](http://www.geoeuskadi.eus)), con lo que se obtuvieron capas topográficas de pendientes mínimas (Pn) y máximas (Px), a resolución de 25 m; (3) la capa de la red de cursos fluviales (geoeuskadi), con la que se calcularon la distancia al río más próximo (Dr) y a la línea de costa (Dc), a resolución de 100 m.

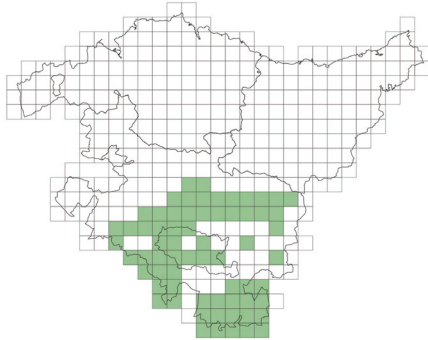
- (3) Variables de contagio espacial. Al margen de los dos grupos de variables ya considerados, es posible que ninguno de ellos logre explicar adecuadamente la actual distribución. Esto ocurre a menudo en especies cuyas poblaciones no se encuentran en equilibrio con el ambiente que les rodea y en las que, en consecuencia, existen áreas del territorio con condiciones ambientales adecuadas pero en las que la especie se ausenta por razones demográficas o históricas. Por ejemplo, en las poblaciones que se encuentran en retroceso o expansión, puede haber zonas *a priori* adecuadas para ser ocupadas que, sin embargo, no lo están bien porque ha habido un proceso de extinción local, bien porque la especie todavía no ha colonizado la zona, respectivamente (Brotons *et al.* 2004). Esta realidad, que es independiente del hábitat así como del clima o la topografía, en general se incorpora en los modelos con medidas de autocorrelación espacial. Esta determina que la presencia de una especie depende de si la especie aparece o no en otras zonas próximas<sup>[39]</sup>. Para incorporar esta realidad a los modelos que se llevaron a cabo en este Atlas se usaron técnicas de interpolación geoestadística o *kriging*, que son comúnmente utilizadas para la estimación de densidad de puntos en el espacio y que asumen que los puntos próximos tienden a valores más parecidos entre ellos que los puntos distantes. Así, para cada una de las especies se creó una capa, específica, basada en valores de dependencia espacial, a resolución de 1 km<sup>2</sup>.

### Modelización de especies comunes

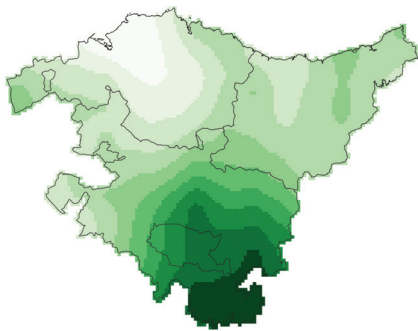
El método estadístico aplicado para predecir la distribución geográfica en Euskadi de especies de aves comunes está basado en asumir que la observación de una especie depende de los factores ambientales o variables predictoras existentes en cada localidad muestreada. En nuestro caso particular y para cada especie, usamos técnicas estadísticas que requieren datos de presencia/ausencia (*i.e.*, 1/0), recolectados mediante censos estandarizados. Posteriormente, se evaluó si las predicciones de probabilidad de presencia de cada una de las especies se ajustó a observaciones independientes. Finalmente, se generaron predicciones de probabilidad de presencia para toda el área estudiada.

Sin entrar en una descripción exhaustiva, el proceso de modelización se resume en tres pasos (Fig. 4).

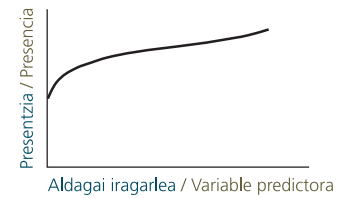
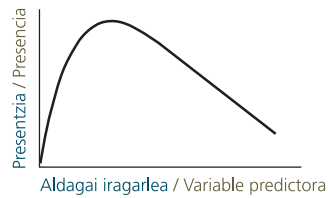
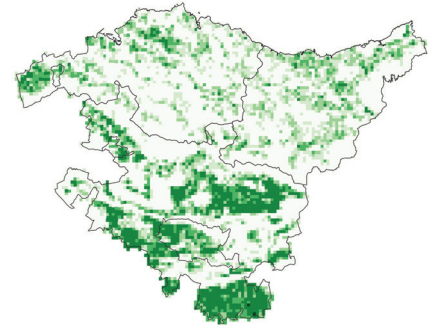
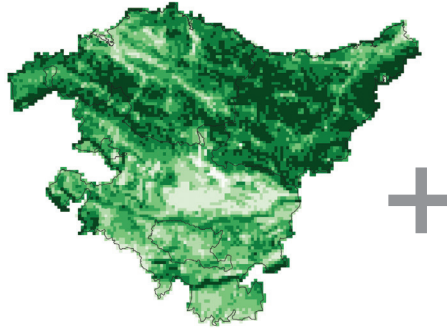
PRESENTZIA / ABSENTZIA  
PRESENCIA / AUSENCIA



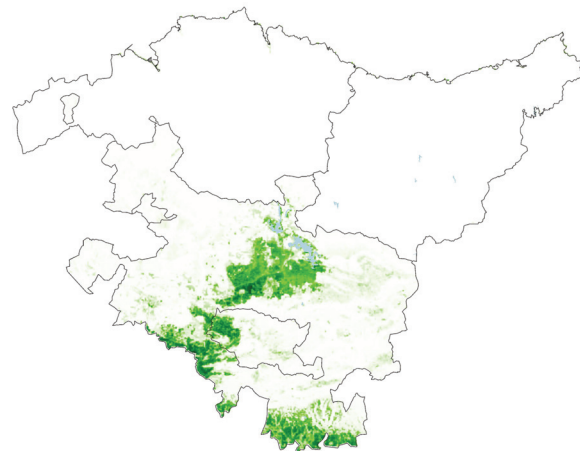
KUTSATZE-ALDAGAIA  
VARIABLES DE CONTAGIO



ALDAGAI KLIMATIKOAK  
ETA TOPOGRAFIKOAK  
VARIABLES CLIMÁTICAS  
Y TOPOGRÁFICAS



PRESENTZIA-PROBABILITATEAREN MAPA  
MAPA DE PROBABILIDAD DE PRESENCIA



4. ird. Presentzia-probabilitatearen mapak sortzeko emandako urratsak laburbiltzen dituen eskema kontzeptuala.

Fig. 4. Esquema conceptual que resume los pasos dados para crear los mapas de probabilidad de presencia.



- (1) **Kalibrazioa.** Lehen urrats honetan, espezie bakoitzaren presentzia/absentzia azaltzeko, aldagai iragarleen arteko egokitzapena kontuan hartzen duten arauak edo erlazioak formulatzen dira. Gorago proposatutako antzandobi arruntaren adibidea erabiliz, espero izatekoa da erlazio matematiko positiboa aurkitzea haren presentzia-probabilitatearen eta lagindutako herri bakoitzeko nekazaritza-baliabideen ugaritasunaren artean. Eredurik sinpleenean erlazio lineala edo proportzionala onar dezakegu, baina erlazio hori konplexuagoa izan daiteke, espeziearen presentziaren/absentziaren eta aldagai iragarlearen arteko erlazio ez-linealak sortuz. Adibidez, antzandobia aurkitzeko beharrezkoa da, lagindutako gelaxka bakoitzean, proportzio minimo bat nekazaritza-eremu izatea. Atalase horretatik aurrera, espezie horren ugaritasuna handitu egingo litzateke (aldaketa positiboa, beraz) nekazaritza-habitataren proportzioa handitzearekin batera. Metodo malgu bezain sendoa erabiltzeko, ikaskuntza automatikoa erabili ohi diren estatistika-tekniken bi multzo erabili ziren<sup>[40]</sup>: (1) *Boosted Classification Trees* (BCT) eta (2) *Random Forests* (RF). Atlas honetan, erantzun-aldagaia honela definitu zen: lagindutako herri bakoitzean espezie bakoitzak duen presentzia/absentzia (1×1 km-ko UTM gelaxka). Espezie bakoitzaren presentzia (1 balioa) honela definitu zen: gutxienez zentsu batean behaketa positiboa; aldis, bi zentsuetako batean ere detektatu ez bazen, absentsiatzat hartu zen (0 balioa). Datuak landan jasotzearen ondoriozko ziurgabetasuna edo zoria txertatzeko asmoz, eredu bakoitza 10 aldiz errepikatu zen lagin partzial (%70) eta ausazko batekin. Horren emaitza 20 simulazio independente izan ziren, eta landa-datuaren parte bat azpilagintzea. Azkenik, kalibrazio horien guztien batezbesteko moduan, presentzia-probabilitatearen mapa iragarle bat lortu zen.
- (2) **Ebaluazioa.** Aurreko urratsean lortutako iragarpenak AUC bidez ebaluatu ziren (ingelesezko *Area Under the ROC Curve*). AUCek kuantifikatzen du zenbateraino den zehatza eredu baten emaitza, presentziako/absentziako behaketa independenteen balioa iragartzean (adibidez,  $AUC = 0,95$ ek eredu bikaina dela adierazten du, baina  $AUC = 0,5$  bada, berriz, ereduak ausaz egiten ditu sailkapenak). Gure kasuan, aurreko urratseko kalibrazioak egiteko erabili ez ziren datuen gainerako %30arekin kalkulatu ziren. Espezie bakoitzerako 20 kalibrazio egin zirenez, batez besteko AUC bat lortu zen espezie bakoitzerako. Era berean, espezie bakoitzarentzat metrika-multzo bat (1. eranskina) kalkulatu zen, batezbestekoa eman zuen eredu bakoitzaren errendimendua deskribatzeko.
- (3) **Iragarpena.** Goian deskribatutako batez besteko ereduaren bidez lortutako erlazioetatik abiatuta, presentzia-probabilitatearen mapa bat sortu zen espezie bakoitzarentzat. Erlazio horiek lurralde osoko gelaxka guztietara proiektatu ziren, 1 km<sup>2</sup>-ko bereizmenarekin. Lehen mapa horretan, gelaxka bakoitzerako 0tik 1era bitarteko balioa lortu zen (1ekoak espeziearen %100eko presentzia-probabilitatea adierazten du), eta bereizmen handiko (edo eskala txikiagoko: 250×250 m-ko gelaxkak)
- (1) **Calibración.** Este primer paso consiste en formular reglas o relaciones entre la adecuación de las diferentes variables predictoras para explicar la presencia/ausencia de cada especie. Usando el ejemplo del alcaudón dorsirrojo propuesto más arriba, es esperable encontrar una relación matemática positiva entre su probabilidad de presencia y la cobertura de medios agrarios en cada localidad muestreada. En el modelo más simple podemos asumir una relación lineal, o proporcional, si bien es posible que dicha relación pueda ser más compleja, dando lugar a relaciones no lineales entre la presencia/ausencia de la especie y la variable predictora. Por ejemplo, para que el alcaudón esté presente es necesario un porcentaje mínimo de zona agrícola en cada una de las celdas muestreadas y, a partir de este umbral, su abundancia aumentaría positivamente con el incremento de la proporción o porcentaje de hábitat agrario. Con el fin de usar un método flexible, pero también robusto, se utilizaron dos grupos de técnicas estadísticas comúnmente empleadas en aprendizaje automático<sup>[40]</sup>: (1) *Boosted Classification Trees* (BCT) y (2) *Random Forests* (RF). En este Atlas se definió la variable respuesta como la presencia/ausencia de cada especie en cada localidad muestreada (celda UTM de 1×1 km). Para cada especie se definió la presencia (valor 1) como un contacto positivo en al menos uno de los censos, mientras que se asumió ausencia si no se detectó en ninguno de los dos censos (valor 0). Con el objetivo de incorporar la incertidumbre o azar derivado de la toma de datos en campo, cada uno de los modelos se repitió 10 veces con una muestra parcial (70%) y aleatoria, dando lugar a 20 simulaciones independientes que sub-muestran una parte de los datos de campo. Finalmente, se obtuvo un mapa predictivo de probabilidad de presencia como promedio de todas estas calibraciones.
- (2) **Evaluación.** Las predicciones que se obtuvieron en el paso anterior se evaluaron mediante el AUC (del inglés, *Area Under the ROC Curve*). El AUC cuantifica la precisión del resultado de un modelo a la hora de predecir el valor de observaciones independientes de presencia/ausencia (e. g., un  $AUC = 0,95$  indica que el modelo es excelente, mientras que si  $AUC = 0,5$  el modelo está clasificando aleatoriamente). En nuestro caso particular se calcularon con el 30% restante de los datos que no se utilizaron para elaborar las calibraciones del paso anterior. Como se hicieron 20 calibraciones para cada una de las especies, se obtuvo un valor medio de AUC para cada una. Asimismo, para cada especie se calculó un conjunto de métricas descriptivas del rendimiento de cada modelo promediado (Apéndice 1).
- (3) **Predicción.** Para cada una de las especies se generó un mapa de probabilidad de presencia a partir de las relaciones que se obtuvieron mediante el modelo promediado descrito arriba. Tales relaciones se proyectaron al conjunto de celdas de todo el territorio con una resolución de 1 km<sup>2</sup>. De este primer mapa, donde para cada celda se obtuvo un valor de 0 a 1 (donde 1 es que la probabilidad de presencia de la especie es 100%), se generó otro mapa predictivo a alta resolución o de

beste mapa iragarle bat sortu zen. Mapa horretan, jotzen da mantendu egiten direla xede-aldagaiaren (presentzia/absentzia) eta aldagai iragarleen multzoaren arteko erlazioak. Adierazpena egiteko, esandakoaz gain leuntze bat aplikatu zen: 250×250 m-ko gelaxka bakoitzari balio berri bat egokitu zitzaion, aldameneko gelaxken batezbestekoa. Bereizmen handiko mapak, hasierako 1×1 km-ko gelaxka-eskalakoak ez bezala, irudi doiagoa ematen du, neurri handi batean espezie bakoitzaren benetako banaketa-patroiarekin bat datorrena. Nolanahi ere, aipatu behar da laginketa batetik abiatuta gelaxka-eskala larriago batean (1×1 km) kalkulatuak presentzia-probabilitatea ezin dela eskala xehago batera estrapolatu. Izan ere, hegazti bat detektatzeko probabilitatea lagindutako eremuaren frakzio bat da, bai laginketa-ahaleginaren ikuspegitik, bai alderdi matematikotik (kasu honetan, 250×250 m -ko gelaxkak dira, hau da, 1×1 km-ko gelaxkekin hartzen den eremuaren 1/16). Horrela, behin eskala murriztuta banaketa geografikoaren patroia aldatzen ez bada ere, bai, ordea, presentzia-probabilitatearen balioa. Horregatik, bereizmen handiko mapan koloreen eskala ez da 0 eta 1 artean aldatzen, baizik eta zero eta maximo baten artean, aldakorra espezieetik espeziera. Horrek espezieak konparatzeko balio du, lurraldean duten bakantasuna alde batera utzita. Atlasean adierazitako banaketa-mapa modelizatua, azkenik, bereizmen handiko mapa bat da, zeinean gelaxken koloreak espezie bat egoteko probabilitatea –esanahi erlatiboa izango duena– islatzen baitu, haren presentzia edozein dela ere. Espezie bakoitzerako, halaber, mapa hori Euskadin duen ugaritasun erlatiboaren adierazle gisa erabil daiteke.

### Gaueko harraparien modelizazioa

Gaueko harraparien banaketa iragartzeko, detekzio inperfektuko ereduak aplikatu ziren, hau da, ID (*Imperfect Detection*)<sup>[41]</sup> ereduak. Kontzeptu zabal horren azpian hainbat estatistika-teknika biltzen dira, onartzen dutenak detektatzeko gaitasuna ez dela ez perfektua ez konstantea, hainbat arrazoiren ondorioz, hala nola behatzaileari lotutako alborapenak, espezieen bakantasuna, bai eta detekzioa zailagotzen duten aldagaiak ere (adibidez, zarata handia dagoen eremu batean askoz zailagoa da hegazti baten kantua entzutea inguru isil batean baino). Horrela, detekzio inperfektua aintzat hartzen ez duten hurbilketek probabilitate-estimazio okerrak lortuko lituzkete, ez bailukete kontuan hartuko espezie horiek detektatzeko ahalmenari lotutako ziurgabetasuna kontuan hartzen duen osagairik. Espezie arruntak modelizatzerakoan bezala, jotzen dugu gaueko hegaztien presentzia azaldu daitekeela ingurumen-faktoreen (aldagai iragarleen) balioaren arabera. Gainera, detekzio-ahalmenari lotutako ziurgabetasuna leku berean zentsuak errepikatzearen ondorioz lortu zen –hegazti-talde horren laginketa-diseinuan deskribatzen den moduan–. Atlas honetan erabilitako estatistika-teknikek era honetako datuak eskatzen dituzte: presentziari/absentziari buruzkoak (1/0) eta ugaritasunari buruzkoak (hau da, zentsu bakoitzean detektatutako hegazti desberdinen kopurua). Ondoren, ebaluatu zen ea ereduak estimazio bidez iragarritako datuak bat etorri ote ziren lortutako balioekin. Azkenik, aztertutako eremu

reducción de escala (celdas de 250×250 m) en el que se asumió que se mantienen las relaciones entre la variable objeto (presencia/ausencia) y el conjunto de variables predictoras. De cara a su representación, se aplicó además un suavizado, consistente en atribuir a cada una de las celdas de 250×250 m un nuevo valor, resultado de promediar el valor de las celdas adyacentes. El mapa de alta resolución, a diferencia del que se generó originalmente a escala de celdas de 1×1 km, aporta una imagen más fina que se ajusta, en gran medida, al patrón de distribución real de cada especie. Se debe mencionar, en todo caso, que la probabilidad de presencia calculada a partir de un muestreo a una escala de celdas más gruesa (1×1 km) no se puede extrapolar a una escala más fina, ya que la probabilidad de detectar un individuo es una fracción del área muestreada, tanto desde el punto de vista de esfuerzo de muestreo cómo matemático (en este caso, celdas de 250×250 m, esto es, 1/16 de la superficie abarcada en la celda de 1×1 km). Así, aunque el patrón de distribución geográfica no cambia una vez llevamos a cabo la reducción de escala, sí lo hace el valor de probabilidad de presencia. Por ello, en el mapa de alta resolución la escala de colores no varía entre 0 y 1, sino entre cero y un máximo, variable entre especies, y que sirve para comparar especies obviando su rareza en el territorio. El mapa de distribución modelizada representado en el Atlas es, finalmente, un mapa de alta resolución donde el color de las celdas refleja la probabilidad, relativa, de que una especie esté presente independientemente de su prevalencia. Para cada especie, asimismo, dicho mapa puede utilizarse como un indicador de su abundancia relativa en Euskadi.

### Modelización de rapaces nocturnas

Para la predicción de la distribución de rapaces nocturnas se aplicaron modelos de detección imperfecta, DI (*Imperfect Detection*)<sup>[41]</sup>. Bajo este paraguas se engloban varias técnicas estadísticas que asumen que la capacidad de detección ni es perfecta ni es constante, debido a causas diversas como sesgos asociados al observador, la rareza de las especies así como las variables que confunden dicha detección (e. g., en una zona con gran cantidad de ruido es mucho más difícil oír el canto de un ave que en una zona silenciosa). Así, las aproximaciones que ignoren la detección imperfecta obtendrían estimas de probabilidad incorrectas debido a que no incorporarían componentes que tuviesen en cuenta la incertidumbre asociada a la capacidad de detección de dichas especies. Al igual que para la modelización de especies comunes, asumimos que la presencia de las aves nocturnas puede explicarse según el valor de factores ambientales o variables predictoras. Además, la incertidumbre asociada a la capacidad de detección se obtuvo a partir de la repetición de censos en el mismo lugar, tal y como se describe en el diseño de muestreo para este grupo de aves. En este Atlas se utilizaron técnicas estadísticas que requieren tanto de datos de presencia/ausencia (1/0) como de abundancia (esto es, el número de aves diferentes detectadas en cada uno de los censos). Posteriormente se evaluó si las predicciones que estiman los modelos se ajustaron a los valores observados. Finalmente, se generaron predicciones

osorako presentzia-probabilitatearen iragarpenak sortu ziren. Deskribapen sakonetan sartu gabe, hona hemen urratsak laburbilduta:

- (1) **Kalibrazioa.** Espezie bakoitzaren erantzun aldakorra azaltzeko (hau da, presentzia/absentzia eta ugaritasuna), zenbait arau edo erlazio formulatzen dira, ingurumen-faktoreen (aldagai iragarleen) arteko egokitzapena kontuan hartzen dutenak. Zehatzago esanda, eredu hierarkikoen (*Hierarchical Models*) zerrenda bat erabili zen. Haren osagai diren ereduak erlazioatuta eta ordenatuta daude, probabilitate baldintzatuko egitura baten arabera<sup>[42]</sup>. Zehazki, N-mistoak erabili genituen (*N-mixture models*). Haien oinarria laginketa errepikatuak dira –espazioan nahiz denboran–, detekzio-probabilitatea eta ugaritasuna estimatzeko helburuz, betiere detekzio inperfektua onartuta. Zehazki, eredu N-mistoek bi prozesu hauek egokitzen edo lotzen dituzte, zeinek espezie bakoitzari egindako zenbaketak azaltzen baitituzte: (a) ugaritasun ekologikoari lotutako prozesuak egokitzen dituen eredu, eta (b) detekzio-ahalmenari edo -probabilitateari lotutako prozesuak egokitzen dituen<sup>[42]</sup>. Gure kasuan, eta espezie arrunten modelizazioan ez bezala, onartzen dugu erlazio linealak besterik ez daudela espezie bakoitzaren ugaritasunaren eta aldagai iragarleen artean, eta, beraz, Eredu Lineal Orokorrak (*Generalized Linear Models*) egokitzen ditugu. Eredu N-mistoak eraikitzeke prozesuak dituen muga metodologikoen ondorioa da aldagai iragarleen eta erantzunaren arteko erlazio horiek sinplifikatzea. Eredurik neurritsuen lortzeko helburuarekin, hau da, ahalik eta sinpleena, baina, era berean, lortutako datuek azaltzen duten aldakuntza kantitatea maximizatzeko bezain konplexua dena, informazioaren teoriatik (*Information Theoretical Approach*) eratorritako hurbilketak erabili ziren ereduak hautatzeko. Konputazio-mugak direla eta, gehienez sei aldagai iragarle zituzten eruedetara mugatu genuen bilaketa. Ondoren, eredurik hoberentzat hau hautatu genuen: Akaikeren Informazio Irizpidearen (*Akaike Information Criterion*, edo AIC) baliorik txikiena zuena. Azkenik, aldagai iragarleen eta erantzunaren arteko erlazio linealetan oinarrituta, espezie bakoitzaren presentzia- eta ugaritasun-probabilitatearen mapa iragarle bat lortu zen.
- (2) **Ebaluazioa.** Aurreko urratsean lortutako iragarpenak Spearmanen korrelazio-koefizientearen bidez ebaluatu ziren. Hain zuzen, metrika hori erabiltzen da eredu estatistikoen –zenbaketa independenteetatik eratorritako behaketak iragartzekoak– emaitzen zehaztasuna kuantifikatzeko. Gure kasuan, balio bakar bat kalkulatu zen, eredu neurritsuenaren iragarpenetatik eratorria.
- (3) **Iragarpena.** Espezie bakoitzerako, presentzia-probabilitatearen mapa bat egin zen, goian deskribatutako eruedetan lortutako erlazioetatik abiatuta. Erlazio horiek estrapolatu egin ziren, Atlas honek 1 km<sup>2</sup>-ko bereizmenean hartzen duen lurralde osoko gelaxka guztietara. Eguneko hegazti arrunten mapekin egin bezala, bereizmen handiko presentzia-probabilitateen mapak egin ziren, baina espezie bakoitzerako aldagaien eta

de probabilidad de presencia para toda el área estudiada. Sin entrar en una descripción exhaustiva, los pasos se resumen a continuación:

- (1) **Calibración.** Se formulan reglas o relaciones entre la adecuación de los diferentes factores ambientales o variables predictoras para explicar la variable respuesta o presencia/ausencia y abundancia de cada especie. Más concretamente, se usaron modelos jerárquicos (*Hierarchical Models*), que se caracterizan por una secuencia de modelos relacionados y ordenados por una estructura de probabilidad condicional<sup>[42]</sup>. En particular, usamos los N-mixtos (*N-mixture models*) que dependen de muestreos replicados tanto en el espacio como en el tiempo para estimar la probabilidad de detección y abundancia mientras asumimos detección imperfecta. En particular, los modelos N-mixtos ajustan o enlazan dos procesos que explican los conteos observados de cada especie: (a) un modelo que ajusta los procesos asociados a la abundancia ecológica y (b) un modelo que ajusta los procesos relacionados con la capacidad o probabilidad de detección<sup>[42]</sup>. En nuestro caso, y a diferencia de la modelización de especies comunes, asumimos que existen únicamente relaciones lineales entre la abundancia de cada especie y las variables predictoras y por lo tanto ajustamos Modelos Lineales Generalizados (*Generalized Linear Models*); esta simplificación de dichas relaciones entre variables predictoras y respuesta es consecuencia de limitaciones metodológicas derivadas del proceso de construcción de los modelos N-mixtos. Con el objetivo de obtener el modelo más parsimonioso, es decir lo más simple posible pero lo suficientemente complejo para maximizar la cantidad de variación explicada por los datos observados, se abordó la selección de modelos mediante aproximaciones derivadas de la teoría de la información (*Information Theoretical Approach*). Debido a limitaciones computacionales, restringimos la búsqueda a los modelos que tuviesen un máximo de seis variables predictoras. Posteriormente, seleccionamos el mejor modelo como aquel que tuviese el menor valor del Criterio de Información de Akaike (*Akaike Information Criterion*, o AIC). Finalmente, se obtuvo un mapa predictivo de probabilidad de presencia y abundancia de cada especie generado a partir de las relaciones lineales entre variables predictoras y respuesta.
- (2) **Evaluación.** Las predicciones que se obtuvieron en el paso anterior se evaluaron mediante el coeficiente de correlación de Spearman. Dicha métrica se utiliza para cuantificar la precisión del resultado de los modelos estadísticos para predecir las observaciones derivadas de conteos independientes. En nuestro caso particular se calculó un valor único derivado de las predicciones del modelo más parsimonioso.
- (3) **Predicción.** Para cada especie se elaboró un mapa de probabilidad de presencia a partir de las relaciones que se obtuvieron en los modelos que se describen arriba. Tales relaciones se extrapolaron al conjunto de celdas de todo el territorio abarcado en este Atlas a resolución de 1 km<sup>2</sup>. Al igual que con los mapas de aves diurnas comunes se generaron mapas de probabilidad de presencia predichas a alta resolución pero que, previsiblemente,

erantzunaren arteko erlazioak mantentzen zituztenak. Jatorrizko ereduak ugaritasun-iragarpenak sortzen dituzenez (erantzun-aldagaia zentsu-puntu bakoitzean egiten den banakoen zenbaketa da), mapak Atlas honetako gainerako espezieenekin homogeneizatzeko aldera, eraldaketa bat egin zen, zeinaren ondorioz aukera ematen baita ugaritasun-probabilitatearen mapatik abiatuta presentzia-probabilitatearen mapa bat sortzeko. Bereizmen handiko mapen bertsio berria egiteko, espezie arruntetarako erabilitako teknika eta metodoen baliokideak erabili ziren. Zehazki, 250×250 m-ko bereizmen handiko presentzia-probabilitateko mapak egin ziren.

## Aldaketa-mapa

### Ohar orokorrak

Gure natura-ondarearen kontserbazio- eta kudeaketa-egoera ebaluatzeko, ezinbestekoa da ezagutza izatea espezieen banaketaren aldaketari eta epe luzearako populazio-joerei buruz<sup>[43]</sup>. Testuinguru horretan, hain zuzen ere, edozein atlas modernoren helburu garrantzitsuenetako bat da aztertutako eremuan ugaltzen diren espezieen banaketa-eremuan izandako aldaketa kuantifikatzea<sup>[1,3]</sup>. Informazio-mota horren garrantziaz jabetuta, atlas honetan Euskadin ugaltzen diren hegaztien banaketaren aldaketa estimatzen da. Horretarako, 2016-2020 eperako lortu diren datuak eta 1998-2001 eperako Espainiako hegazti habiagileen atlasarako (2003an argitaratua) lortu zirenak alderatu ziren<sup>[6]</sup>.

Edozein aldaketa-estimaziotan, erronketako bat izaten da ongi bereiztea zein diren benetako aldaketak eta zein diren laginketa-ahalegina aldatzearen eta landako datuak hartzeko metodologia aldatzearen ondoriozkoak<sup>[44]</sup>. 2003ko atlasaren eta egungoaren artean aldaketa-estimazio sendoak eta, ondorioz, alderagarriak lortzeko, alde aurretik analisi eta eredu batzuk egin behar izan ziren metodologia bera ez zuten bi lan horien emaitzak alderatzeko.

2003ko atlasean, datuak 10×10 km-ko UTM gelaxken sare baten gainean hartu ziren. Atlas horretan, behatzaileei proposatutako landa-metodologia hau izan zen: gelaxkako habitat guztiak zeharkatzea, denbora-mugarik gabe, ahalik eta espezie gehien detektatzeko. Datuak biltzeko zentsu-metodoari buruzko xehetasunak Purroyn aurki daitezke<sup>[45]</sup>. Garai hartan erabilitako beste metodologia batzuetan oinarritzen dira, hala nola 1990eko hamarkadan garatutako Europako hegazti ugaltzaileen atlasean deskribatu eta aplikatutakoak<sup>[46]</sup>. Gaur egungo Euskadiko Atlasean, behatzaile bakoitzak 1×1 km-ko bi gelaxka zeharkatu behar izan zituen, 5×5 km-ko gelaxkako habitat adierazgarrienak bilduko zituztenak, 4 orduko zentsatze-denboran. Horri beste laginketa kuantitatibo bat gehitu zitzaion, 0,5 orduko zentsatze-denboran, 1 km<sup>2</sup> baino gehiagoko gelaxka batean. Horrez gain, hainbat iturritatik 5×5 km-ko gelaxka bakoitzerako sortutako aipamen guztiak bildu ziren. Horrela, bada, bi atlasen arteko alderik nabarmenena lan-escala da -10×10 km eta 5×5 km lehenengoan eta bigarrean, hurrenez hurren-, eta horren ondoriozko laginketa-ahaleginen arteko aldea.

aún mantienen las relaciones entre variables y respuesta para cada especie. Puesto que el modelo original genera predicciones de abundancia (la variable respuesta es un conteo de individuos en cada punto de censo), para homogeneizar los mapas con el del resto de especies en este Atlas, se realizó una transformación que permite generar un mapa de probabilidad de presencia a partir del mapa de probabilidad de abundancia. La nueva versión de mapas a alta resolución se realizó mediante técnicas y métodos equivalentes a las de las especies comunes. Concretamente, se obtuvieron mapas de probabilidad de presencia de alta resolución a 250×250 m.

## Mapa de cambio

### Generalidades

El conocimiento sobre el cambio de la distribución de las especies así como de sus tendencias poblacionales es imprescindible para evaluar estados de conservación y gestionar nuestro patrimonio natural<sup>[43]</sup>. En este contexto, precisamente uno de los objetivos más importantes de cualquier atlas moderno es cuantificar el cambio en el área de distribución de las especies que se reproducen en la zona estudiada<sup>[1,3]</sup>. Conscientes de ello, en el presente Atlas se estima el cambio en la distribución de las aves que se reproducen en Euskadi, comparando los datos que se han obtenido en el periodo 2016-2020 con los que se obtuvieron para el atlas de aves nidificantes en España en el periodo 1998-2001<sup>[6]</sup>.

Uno de los retos que se han de afrontar en cualquier estimación de cambio es la distinción entre los cambios reales y los que se producen por las variaciones en el esfuerzo de muestreo y la metodología de toma de datos en campo<sup>[44]</sup>. Para obtener estimaciones de cambio robustas y comparables entre el atlas de 2003 y el actual, se realizaron algunos análisis previos y modelos para comparar los resultados de dos trabajos que no compartieron metodologías.

El atlas de 2003 se desarrolló sobre una malla de celdas UTM de 10×10 km, con una metodología consistente en recorrer todos los hábitats que había en la celda, sin limitación temporal, con el fin de detectar el mayor número posible de especies presentes. Detalles sobre el método de censo para la recolección de datos se pueden encontrar en Purroy<sup>[45]</sup> y se basan en otras metodologías utilizadas durante aquel periodo, como las descritas y aplicadas en el atlas de aves reproductoras de Europa desarrollado en la década de 1990<sup>[46]</sup>. En el actual Atlas de Euskadi, cada observador tuvo que recorrer dos celdas de 1×1 km, que contuvieran los hábitats más representativos de la celda de 5×5 km en la que se situaban, durante un periodo total de censo de 4 h, al que se sumó otro muestreo, cuantitativo, durante un periodo total de censo de 0,5 h en cada una de las dos celdas cuantitativas de 1 km<sup>2</sup>, más la recopilación de todas aquellas citas generadas para cada una de las celdas de 5×5 km a partir de diversas fuentes. Así pues, la diferencia más destacable entre ambos atlas es la escala de trabajo, de 10×10 km y 5×5 km en el primero y segundo, respectivamente, y el consiguiente desigual esfuerzo de muestreo.

Atlas honetan (Denbora-tartea: 2016-2020)	2003ko atlasa (Denbora-tartea: 1998-2001)
<i>Carduelis citrinella</i>	<i>Serinus citrinella</i>
<i>Chloris chloris</i>	<i>Carduelis chloris</i>
<i>Curruca iberiae</i>	<i>Sylvia cantillans</i>
<i>Curruca communis</i>	<i>Sylvia communis</i>
<i>Curruca conspicillata</i>	<i>Sylvia conspicillata</i>
<i>Curruca hortensis</i>	<i>Sylvia hortensis</i>
<i>Curruca melanocephala</i>	<i>Sylvia melanocephala</i>
<i>Curruca undata</i>	<i>Sylvia undata</i>
<i>Dryobates minor</i>	<i>Dendrocopos minor</i>
<i>Hieraaetus pennatus</i>	<i>Aquila pennata</i>
<i>Linaria cannabina</i>	<i>Carduelis cannabina</i>
<i>Mareca strepera</i>	<i>Anas strepera</i>
<i>Picus sharpei</i>	<i>Picus viridis</i>
<i>Spatula clypeata</i>	<i>Anas clypeata</i>
<i>Tachymarptis melba</i>	<i>Apus melba</i>

2. taula. 2003ko atlasean<sup>[6]</sup> zein atlas honetan detektatu diren espezieen artean aldaketa taxonomikoak izan dituztenen korrespondentzia (oro har, generoaren edo espeziearen izenean gertatutako aldaketak dira).

### Aldaketa taxonomikoak eta espezie berriak

Aztertutako denbora-tartean, ez da gertatu Euskadin ugaltzen diren espezieen arteko konbergentzia edo desados-tasun taxonomikorik, eta horrek erraztu egin du denbora-tartean arteko alderaketa. Aldiz, 15 espezieetan aldaketa taxono-mikoak gertatu dira, eta haien sinonimia bat egin da (2. taula).

### Atlasean artean aldera daitekeen eremua mugatzea

Bi atlasen arteko edozein analisi konparatibo egin aurretik, alderatu beharreko espazioa definitu behar izan zen. Izan ere, erabaki zen egungo Euskadiko Atlasean lurralde horretako eremua bakarrik lagintzea (Trebiñuko Konderrria eta Villaverde Turtzioz barnean sartuta); 2003ko atlasean, berriz, estatukoa zenez, 10x10 km-ko UTM gelaxken eskalako laginketak ez zuen kontuan hartu gelaxka horien zati batzuk Euskadin zeuden ala ez. Errealitate hori alde batera utziz gero, mugakide diren gelaxketan alborapenak sortu litezke. Izan ere, Euskadin ugaltzen ez diren espezieak egongo lirake haieran, eta horrek ekarriko luke, gaur egungo atlasarekin alderatuta, detektatutako espezieen kopurua gainestimatzea –atlas honetan aztertutako eremua Euskadira mugatzen baita–. Horrela, bada, egungo Atlasean zentsatutako 10x10 km-ko 109 gelaxketatik (5x5 km-ko lau gelaxkak gehitu ondoren), mugan dauden gelaxkak baztertzea erabaki zen; horretarako, atalase gisa eremuaren %60 Euskadi barruan egon beharra ezarri zen (hau da, eremuaren %40 baino gehiago Euskaditik kanpo zuten gelaxkak kendu egin ziren). Irizpide hori aplikatuta, 10x10 km-ko 23 UTM gelaxka kendu ziren (5. ird.). Halaber, Kantauri itsasoarekin mugan zeuden 5 gelaxka kendu ziren, haien %10 baino gutxiago baitzen lurrazala.

Atlas actual (Periodo: 2016-2020)	Atlas de 2003 (Periodo: 1998-2001)
<i>Carduelis citrinella</i>	<i>Serinus citrinella</i>
<i>Chloris chloris</i>	<i>Carduelis chloris</i>
<i>Curruca iberiae</i>	<i>Sylvia cantillans</i>
<i>Curruca communis</i>	<i>Sylvia communis</i>
<i>Curruca conspicillata</i>	<i>Sylvia conspicillata</i>
<i>Curruca hortensis</i>	<i>Sylvia hortensis</i>
<i>Curruca melanocephala</i>	<i>Sylvia melanocephala</i>
<i>Curruca undata</i>	<i>Sylvia undata</i>
<i>Dryobates minor</i>	<i>Dendrocopos minor</i>
<i>Hieraaetus pennatus</i>	<i>Aquila pennata</i>
<i>Linaria cannabina</i>	<i>Carduelis cannabina</i>
<i>Mareca strepera</i>	<i>Anas strepera</i>
<i>Picus sharpei</i>	<i>Picus viridis</i>
<i>Spatula clypeata</i>	<i>Anas clypeata</i>
<i>Tachymarptis melba</i>	<i>Apus melba</i>

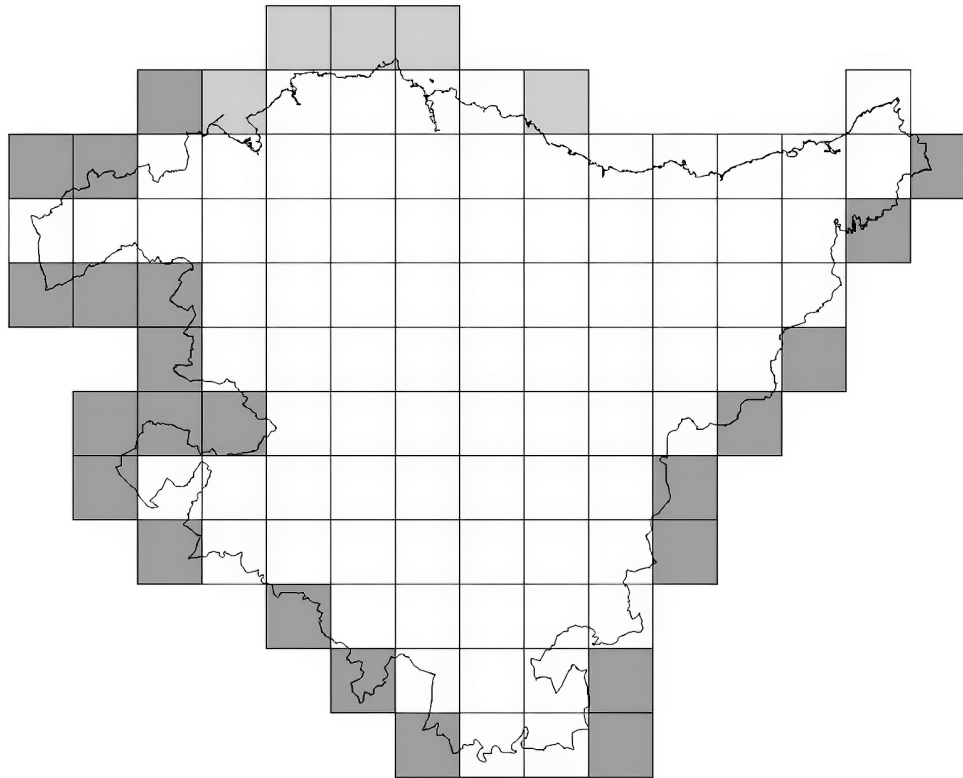
Tabla 2. Correspondencia en la nomenclatura de las especies que fueron detectadas tanto en el atlas de 2003<sup>[6]</sup> como en el actual y que han sido objeto de modificaciones de carácter taxonómico (en general, cambios en el nombre genérico o específico).

### Cambios taxonómicos y nuevas especies

Durante el periodo de tiempo analizado, no ha habido convergencias ni divergencias taxonómicas de las especies que se reproducen en Euskadi, lo cual ha facilitado la comparación entre periodos. Pero sí ha habido, no obstante, cambios taxonómicos en 15 especies para las que se ha establecido una sinonimia (Tabla 2).

### Delimitación de la superficie comparable entre atlas

Antes de realizar cualquier análisis comparativo entre los dos atlas, hubo que definir el espacio que iba a ser objeto de la comparación, ya que en el actual Atlas de Euskadi se optó por muestrear sólo el área dentro de este territorio (incluido el Condado de Treviño y el Valle de Villaverde), mientras que, en el atlas de 2003, por ser estatal, el muestreo a escala de celdas UTM de 10x10 km ignoró si parte de estas celdas se encontraba o no dentro de Euskadi. Ignorar esta realidad daría lugar a posibles sesgos en celdas limítrofes, ya que en las mismas habría especies que no crían en Euskadi, lo cual daría lugar a sobreestimaciones en el número de especies detectadas respecto al actual Atlas, cuya área de estudio sí se limita a Euskadi. Así pues, de las 109 celdas de 10x10 km censadas en el actual Atlas (tras la agregación de las cuatro celdas de 5x5 km incluidas), se optó por excluir las celdas limítrofes, estableciendo como umbral el valor de 60% de superficie dentro de Euskadi (esto es, las celdas que tenían más del 40% de su superficie fuera de Euskadi se eliminaron). La aplicación de este criterio supuso la eliminación de 23 celdas UTM de 10x10 km (Fig. 5). Se eliminaron también 5 celdas limítrofes con el mar Cantábrico, las cuales tenían un porcentaje inferior al 10% de superficie terrestre.



5. ird. Atlas honetarako lagindutako 10x10 km-ko 109 UTM gelaxken adierazpena. Gris ilunez markatzen dira eremuaren %40 edo gehiago Euskaditik kanpo duten gelaxkak ( $n = 23$ ). Ez ziren kontuan hartu 2003ko Espainiako hegazti ugaltzaileen Atlaseko<sup>[6]</sup> datuak eta egungo atlasekoak alderatzerakoan (espezieen banaketan izandako aldaketak estimatzeko egindako alderaketan). Gris argiz markatzen dira Kantauri itsasoaren mugan zeuden gelaxkak, zeinak ez baitziren kontuan hartu alderaketarako.

Fig. 5. Representación de las 109 celdas UTM de 10x10 km muestreadas para este Atlas. En gris oscuro se marcan las celdas con un 40% o más de superficie fuera de Euskadi. Estas celdas ( $n = 23$ ) no se consideraron a la hora de comparar los datos del atlas de aves reproductores de España de 2003<sup>[6]</sup> y los del actual Atlas con el fin de estimar cambios en la distribución de especies. En gris claro se marcan las celdas limítrofes con el mar Cantábrico que tampoco se tuvieron en cuenta para la comparativa.

### Gelaxka alderagarriak identifikatzea

Eremu geografiko alderagarria identifikatu ondoren, gelaxka bakoitzean egindako zentsu-ahaleginak ere alderagarriak ote ziren aztertu zen. 2003ko atlasean, espezieen presentziaren datazio kualitatiboan ez zen laginketa-ahalegina kuantifikatu, eta, beraz, bi atlasen arteko estandarizazioa ezinezkoa da. Europako hegazti ugaltzaileen atlas berriko<sup>[1]</sup> banaketa-eremuan aldaketa-mapak egiteko aplikatutako metodologia konparatiboari jarraituz, gure kasuan, garai bakoitzeko (2003ko eta 2020ko atlasak) laginketa-ahalegina inferitzeko, behatutako espezie-kopurua eta 10x10 km-ko UTM gelaxka bakoitzerako iragarritako espezie kopurua hartu ziren oinarritzat<sup>[47]</sup>.

Horretarako, espezieen iragarritako aberastasuna estimatzeko, modelizazio bat garatu zen, zeinak, Euskadiko ingurumen-gradienteak definitzen dituzten ingurumen-aldagai nagusietatik abiatuta, behatutako espezieei zegokien balioa iragarriko baitzuen. Ariketa hori egiteko, eredu misto lineal orokortuak (EMLO) erabili ziren bi atlas horietako bakoitzerako. Zehazki, aldagai mendeko gisa, gelaxka eta atlas bakoitzean behatutako espezieen aberastasuna hartu zen, eta, independente gisa, urtea, itsasertzerako distantzia, prezipitazioa (batez bestekoa), tenperatura (batez bestekoa

### Identificación de celdas comparables

Una vez identificada el área geográfica comparable, se determinó si el esfuerzo de censo por celda era, también, comparable. En la datación cualitativa de la presencia de especies en el atlas de 2003 no se cuantificó el esfuerzo de muestreo, por lo que la estandarización entre los dos atlas no es posible. Siguiendo el método de análisis aplicado en el nuevo atlas de aves reproductoras de Europa para hacer los mapas de cambio de la distribución de especies<sup>[1]</sup>, se infirió el esfuerzo de muestreo en cada periodo (atlas de 2003 y 2020) a partir del número de especies observadas y el número predicho de especies para cada una de las celdas UTM de 10x10 km<sup>[47]</sup>.

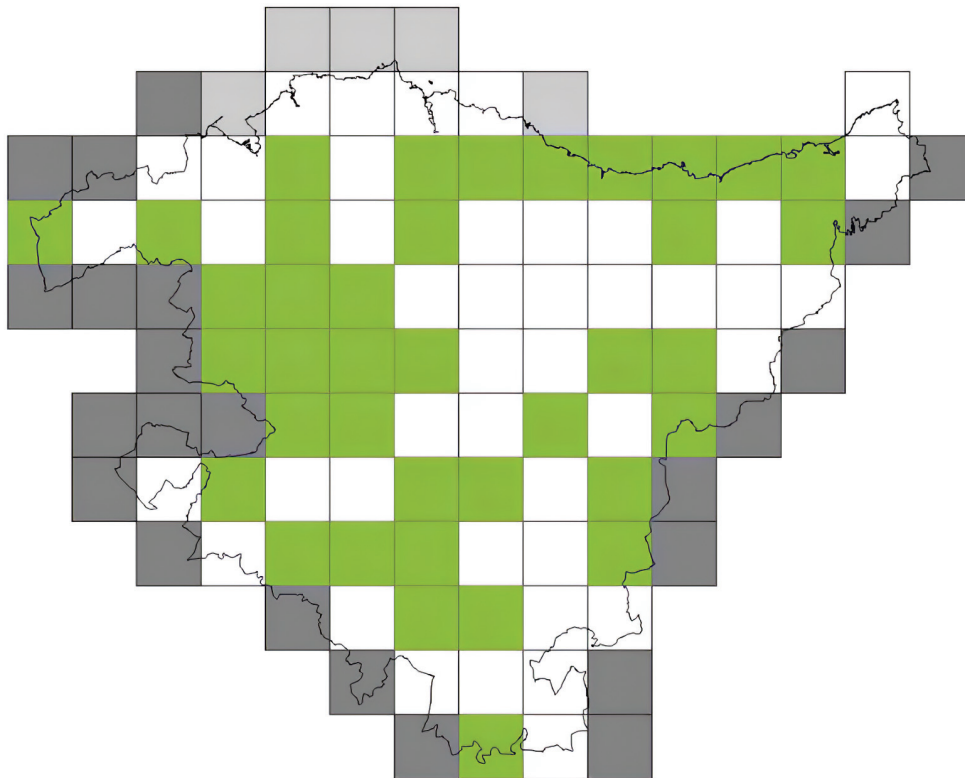
Para ello, se desarrolló una modelización que estimara el número de especies observadas a partir de las principales variables ambientales que definen los gradientes ambientales en Euskadi. Este ejercicio se realizó usando modelos mixtos lineales generalizados (MMLG) para cada uno de los dos atlas. Concretamente, se incluyó la riqueza de especies en cada celda y atlas como variable dependiente y, como independientes, el año, distancia a la costa, precipitación (media), temperatura (media y máxima), cobertura de bosques de coníferas y frondosas, vegetación arbustiva,

eta maximoa), konifero- eta hostozabal-basoen estaldura, zuhaixka-landaredia, eremu artifiziala eta ur-eremua, baita aldagai horien eta urtearen arteko interakzioak ere. Azkenik, probintzia sartu zen eremuan, ausazko faktore gisa. Ondoren, ereduak hautatu ziren, AIC balioen bidez<sup>[48]</sup>.

Datueta ondoen egokitu zen eredu hautatu ondoren, aberastasun-balioa iragarri zen, zeinean %90eko konfiantza-tartearen barruko batezbestekoa eta aberastasun-balioak baitzeuden. Ondoren, %5 eta % 95eko hondar-balioa baino txikiagoa eta handiagoa zuten gelaxkak identifikatu ziren. Balio horiek gelaxka bakoitzerako behatutakoekin alderatu ziren, halako moldez non behatutakoa iragarpenaren konfiantza-tartearen barruan bazegoen, orduan gelaxka bi atlasen artean alderagarritzat hartzen baitzen. Bestela, behatutako balioa estatistikoki iragarritako baliotik kanpo zuten gelaxkak *alderaezintzat* hartu ziren, hau da, *azpilagindu* edo *gainlagindu* gisa, iragarritako balioaren azpitik edo gainetik bazeuden, hurrenez hurren. Gelaxka hauek, *alderaezintzat* sailkatuak, kolore argiagoekin adierazten dira banaketa-aldaketaren mapan eta ez ziren kontuan hartu aldaketa-inez kalkulatzen orduan. Prozesu horren ondoren, 38 gelaxka "alderagarri" identifikatu ziren; hain zuzen, haiek erabili ziren banaketa-eremuko aldaketa-ehunekoa kalkulatzen (6. ird.).

superficie artificial y superficie de agua; así como las interacciones entre estas variables con el año. Posteriormente se abordó la selección de modelos mediante valores AIC<sup>[48]</sup>.

Seleccionado el modelo que mejor se ajustó a los datos, se predijo el valor de riqueza, donde se incluía la media y los valores de riqueza que se incluían dentro del intervalo de confianza del 90%. Posteriormente, se identificaron las celdas que presentaron un valor residual menor o mayor a los percentiles 5 y 95. Estos valores se compararon con los observados para cada una de las celdas, de tal modo que si el observado estaba dentro del intervalo de confianza del predicho, entonces la celda se consideraba como 'comparable' entre los dos atlas. Alternativamente, aquellas celdas en donde el valor observado se encontraba estadísticamente fuera del valor predicho se consideraron como 'no comparables'; esto es, 'infra-muestreadas' o 'sobre-muestreadas' si se encontraban por debajo o por encima del valor predicho, respectivamente. Estas celdas, clasificadas como 'no comparables', se representan con colores más claros en el mapa de cambio de distribución y no se tuvieron en cuenta a la hora de calcular el índice de cambio. Tras este proceso, se identificaron 38 celdas "comparables", que son las que se han empleado para calcular el porcentaje de cambio en el área de distribución (Fig. 6).



6. ird. Euskadiko 109 gelaxken adierazpena. Grisez, alderaketarako kontuan hartu ez diren muga-gelaxkak. Berdez, alderaketarako fidagarriak diren 38 gelaxkak, aldaketa-ehunekoa kalkulatzen erabilikoak. Hutsik dauden gelaxketan badaude hegaztien presentziako datuak, baina espezieen aberastasunari buruzko ereduaren osteko alderaketa egiteko, ez-fidagarritzat sailkatu dira.

Fig. 6. Representación de las 109 celdas de Euskadi. En gris las celdas limitrofes no tenidas en cuenta para la comparativa. En verde, las 38 celdas fiables para la comparativa y utilizadas para el cálculo del porcentaje de cambio. Las celdas en blanco son aquellas con datos de presencia de aves, pero clasificadas como no fiables para la comparativa tras el modelo relativo a la riqueza de especies.

## Banaketa-aldaketaren ehunekoa eta aldaketa-mapa

Banaketa-aldaketa mapa bidez bisualki adierazteaz gain, banaketa-aldaketaren ehuneko bat kalkulatu zen, konparatutako bi atlasen artean dagoen 15 urteko tartean izandako aldaketa kuantifikatzeko (1998-2001koa eta 2016-2020koa baitira). Horretarako, aldaketa-ehunekoa kalkulatu zen, ekuazio honen bidez:  $\text{Aldaketa-ehunekoa} = 100 \times [(N_2 - N_1) / (N_1)]$ , non, espezie bakoitzerako,  $N_1$  2003ko atlasean okupatutako  $10 \times 10$  km-ko gelaxken kopurua baita, eta  $N_2$  egungo atlasean okupatutako  $10 \times 10$  km-ko gelaxken kopurua.

Lehen aipatu bezala, ehuneko hori ahalik eta sendoena izan zedin, gelaxka alderagarriak erabiliz kalkulatu zen, hau da, soilik honelako datuak erabili ziren: ereduak iragarritako espezie-aberastasunaren antzeko espezie-kopurua duten gelaxken datuak. Gainera, aldaketa-ehunekoari konfiantza-maila bat emate aldera, *bootstrapping*eko teknikak erabili genituen, zeinekin aberastasunerako konfiantza-tarte bat sortzen baita. Zehazki, 1.000 errepikapen egin ziren (ordezkapen bidezko ausazko birlaginketak), bai eta aldaketa-indizearen balio guztien batezbestekoa eta haien %90eko konfiantza-tarteak kalkulatu ere (beraz, era kontserbatzaileagoan, kontuan hartuta kontserbazio-biologiaren ikuspegitik banaketa-eremua murrizteak duen garrantzia), Keller *et al.*-en hurbilketa erabiliz<sup>[3]</sup>.

Banaketa-aldaketaren estimazio-mapa bakoitzean (adibidez, 7. ir.),  $10 \times 10$  km-ko UTM gelaxken sare baten gainean sortua, tonu laranjetako gelaxkek erakusten dute non detektatu zen espeziea 1998-2001 epean, baina ez 2016-2020 epean (hau da, espezieak gelaxko horretan izandako desagertzea behatu da). Aldiz, urdinezko gelaxkek adierazten dituzte 1998-2001eko atlasean espeziea detektatu ez arren egungo Atlasean detektatu den eremuak (hau da, kolonizazioa islatzen dute). Gelaxka hutsek adierazten dituzte bi atlasetan espeziea absente egon zen eremuak, eta gelaxka grisek, berriz, bi atlasetan espeziea detektatu zen eremuak. Kolore bakoitzerako (laranja, urdina eta grisa) bi tonalitate desberdin erabili dira, bata ilunagoa eta bestea argiagoa. Horrela, gelaxka *alderagarriak* (ilunak) eta *ez-alderagarriak* (argiak) bereizten dira; bigarren horien oinarria da, bi atlas horien artean espezie-kopuru hain desberdina detektatu izanaren ondorioz, aldaketak estimatzeko ez-fidagarritzat hartzen ditugula. 2003ko atlasean erregistratu gabeko 13 espezie detektatu dira Atlas berrian; kasu horietan guztietan tonu urdin ilunagoa aplikatu da.

## Populazio-estimazioak

### Hegaztien detektagarritasuna trantsektu linealetan

Hegaztien inventarioak egitean, ez dira banako guztiak detektatzen. Detekzio-probabilitatea hainbat arrazoirengatik txikitzen da: behatzaileaganako distantzia, eguneko ordua, urteko garaia, hegaztiaren jardura-maila, sexua eta meteorologia, besteak beste<sup>[49]</sup>. Horregatik, trantsektu linealak-Atlas honen ugaritasun-kalkulu osorako oinarriak- egiteko, hegaztien jardura gorena zuten eguneko uneak eta euririk

## Porcentaje de cambio de distribución y mapa de cambio

Además de la representación visual del cambio de distribución a través de un mapa, se calculó un porcentaje de cambio de distribución con el fin de cuantificar el cambio para el intervalo de 15 años que dista entre los dos atlas comparados (1998-2001 a 2016-2020). Para ello, se calculó el porcentaje de cambio, mediante la ecuación:  $\text{Porcentaje de cambio} = 100 \times [(N_2 - N_1) / (N_1)]$ ; donde, para cada una de las especies,  $N_1$  es el número de celdas de  $10 \times 10$  km ocupadas en el Atlas de 2003 y  $N_2$  es el número de celdas de  $10 \times 10$  km ocupadas en el actual Atlas.

Como se ha mencionado antes, para que este porcentaje sea lo más robusto posible, se calculó sólo utilizando los datos de las celdas en las que el número de especies observado era similar al de la riqueza de especies predicha por el modelo, esto es, usando las celdas comparables. Además, para dar una medida de confianza al porcentaje de cambio, utilizamos técnicas de *bootstrapping* con las que se genera un intervalo de confianza para la riqueza. En particular, se generaron 1000 repeticiones o remuestreos aleatorios con reemplazo para calcular la media de todos los valores de índice de cambio y su intervalo de confianza al 90% (*i.e.*, de un modo más conservador teniendo en cuenta la relevancia, desde un punto de vista de la biología de la conservación, de una reducción del área de distribución), usando la aproximación de Keller *et al.*<sup>[3]</sup>.

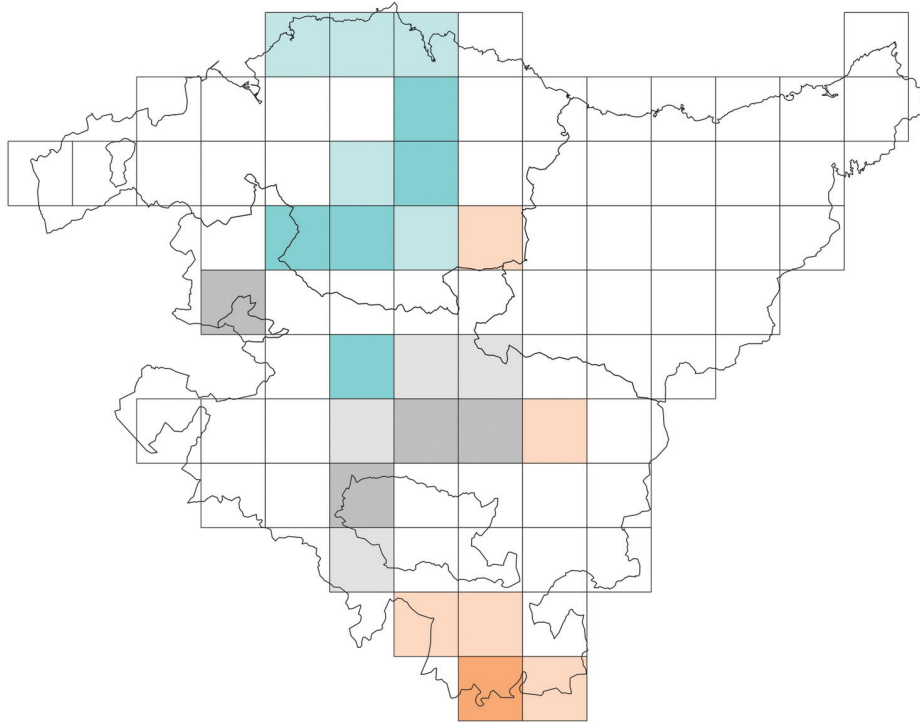
En cada mapa de estima del cambio de la distribución (*e.g.*, Fig. 7), creado sobre una malla de celdas UTM de  $10 \times 10$  km, las celdas en tonos naranjas muestran dónde la especie se detectó durante el periodo 1998-2001 y no durante el periodo 2016-2020 (esto es, desaparición -observada- de la especie en la celda). Por el contrario, las celdas en azul representan zonas donde la especie no se detectó en el atlas de 1998-2001 y sí en el actual Atlas (esto es, reflejan colonización). Las celdas en blanco representan zonas donde la especie estuvo ausente en ambos atlas y las celdas en gris zonas donde la especie se detectó en ambos atlas. Para cada uno de los colores (naranja, azul y gris) se han utilizado dos tonalidades diferentes, una más oscura y otra más clara, distinguiendo así las celdas "comparables" (oscuras), con las que, debido al desigual número de especies detectadas entre ambos atlas, consideramos que no son fiables para estimar cambios por ser "no comparables". En el Atlas se detectan 13 especies no registradas en el atlas de 2003; en todos estos casos se ha aplicado un tono azul más oscuro.

## Estimas poblacionales

### Detectabilidad de aves en transectos lineales

Al efectuar inventarios de aves, no todos los individuos son detectados. La probabilidad de detección disminuye por causas tan diversas como la distancia al observador, la hora del día, la época del año, el nivel de actividad del ave, su sexo o la meteorología, entre otras<sup>[49]</sup>. Este es el motivo por el que los transectos lineales en los que se basa todo el cálculo de abundancias de este Atlas fueron realizados en





7. ir. Adibidea: zikoina zuriaren Euskadiko banaketaren aldaketa-mapa, 1998-2001eko atlasaren<sup>[6]</sup> eta gaur egungoaren (2016-2020) arteko bitartean. Gelaxka laranjek desagertzea erakusten dute, eta, urdinek, kolonizazioa. Hutsik, bi atlasetan espeziea falta zen eremuak, eta, grisez, bi atlasetan aipatutako espeziea. Gelaxken tonalitateak fidagarritasun-maila adierazten du: kolore ilunak, bi atlasen arteko alderaketa fidagarria duten gelaxkak; argiak, alderaketa fidagarria ez dutenak.

Fig. 7. Ejemplo de mapa de cambio en la distribución de la cigüeña blanca en Euskadi para el intervalo entre los atlas de 1998-2001<sup>[6]</sup> y el actual, 2016-2020. Las celdas naranjas muestran desaparición y las celdas azules, colonización. En blanco, zonas donde la especie estuvo ausente en ambos atlas y, en gris, zonas donde la especie se citó en ambos atlas. La tonalidad de las celdas indica el nivel de fiabilidad: colores oscuros, celdas para las que la comparación entre ambos atlas es fiable; claros, donde dicha comparación no es fiable.

eta haizerik gabeko egunak hautatu ziren. Hala ere, arrek eta emeek ugaltze-garaian betetzen dituzten zeregin desberdinek detekzio diferentzialerako probabilitatea eragiten dute; adibidez, txitatzen emeek arrek baino denbora gehiago ematen duten kasuetan.

Ugaritasunak kalkulatu aurretik, bi analisi-mota egin ziren:

- (1) Detekzio-probabilitatea eta zentsu-distantzia efikaza kuantifikatu ziren, horretarako hegaztiak behatu edo entzun ziren distantziak erabiliz.
- (2) Arren eta emeen detekzio-probabilitatearen sexu arteko alborapena zuzendu zen, espezie bakoitzerako, sexu bakoitzaren behaketen proportzioa kontuan hartuta.

Detekzio-probabilitatea eta zentsu-distantzia efikaza kalkulatzeko erabili behar diren landa-datuek, nahitaez, hegaztia zein distantziatara detektatu den kontuan hartu behar dute. Atlas hau herritarrek parte hartzen zuten zientzia-programa batenez, hurbilketa hori lortzea zaila zen, eta, beraz, behatzaileei hegazti bakoitza 25 metro baino gehiagora edo gutxiagora detektatu ote zen zehaztea baino ez zitzaien eskatu. Zentsu-zerrendak erabiliz egindako hegazti-laginketa (atlas honetan erabilitako 25 m-koaren modukoa) aspaldian erabiltzen den protokoloa da hegaztien atlas kuantitatiboak egiteko<sup>[50,51]</sup>. Nahiz eta detekzio-probabilitatea estimatzeko erregistro bakoitzetik behatzailearaino dagoen

los momentos del día en que la actividad de las aves fue máxima y en días sin lluvia ni viento apreciable. Aun así, los diferentes papeles desempeñados por machos y hembras durante el periodo reproductivo conducen a una probabilidad de detección diferencial (por ejemplo las hembras dedican más tiempo a la incubación que los machos).

Previamente al cálculo de abundancias se llevaron a cabo los siguientes dos tipos de análisis:

- (1) Cuantificar la probabilidad de detección y la distancia eficaz de censo utilizando las distancias a las que las aves fueron observadas u oídas.
- (2) Corregir el sesgo inter-sexual de probabilidad de detección de machos y hembras para cada especie, teniendo en cuenta la proporción de contactos de cada sexo.

Para calcular la probabilidad de detección y la distancia eficaz de censo se parte, necesariamente, de datos de campo en los que se ha tenido en cuenta la distancia a la que el ave se detecta. Debido a la dificultad de esta aproximación en un programa de ciencia ciudadana, como ocurre en este Atlas, sólo se requirió a los observadores establecer si los individuos fueron detectados dentro o fuera de una banda de censo de 25 m<sup>[50,51]</sup>. Aunque la probabilidad de detección se estima teniendo en cuenta la distancia exacta de cada registro al observador<sup>[52,53]</sup>, cabe aproximarse a ella mediante procedimientos más sencillos que consideran únicamente el balance de los contactos que se ubican

distantzia zehatza kontuan hartu behar den<sup>[52,53]</sup>, prozedura sinpleagoen bidez hurbildu daiteke balio hori: zentsu-zerrenda baten barruan edo kanpoan dauden behaketen balantzea besterik kontuan hartu gabe. Adibidez, detekzio-probabilitatea behatzailerainoko distantziarekin linealki txikitzen dela onartuz<sup>[54,56]</sup>, edo Montecarloko eta erregresioaren simulazioen bidez, behaketetarako distantzien banaketa-funtzioen aukera zabalarekin<sup>[57]</sup>. 2. eranskinak erakusten ditu: 464 trantsektuetan behatutako banakoen kopurua, trantsektuaren lerrotik 25 m baino gutxiagora perpendikularki detektatutako banakoen proportzioa eta zentsu-dentsitate absolutuak estimatzeko aukera ematen duten bi metodologiaren bidez lortutako zentsu-distantzia efikazak (ZDE). ZDE hau betetzen duen distantzia da: berdina dira distantzia horretatik harago detektatutako banakoen ehunekoa eta landalana egin zen bitartean hor zeuden arren distantzia horretatik behera detektatu ez ziren banakoen ehunekoa. Bi prozeduren bidez lortutako ZDEen estimazioek lotura estua dute elkarren artean ( $r = 0,999$ ,  $n = 89$  espezie). Detekzio-probabilitateak eta ZDE, halaber, *Distance*<sup>[53]</sup> metodoaren bidez kalkulatu daitezke, zentsu-zerrendak erabiliz. Kasu horretan, behaketa-kopuru handi batetik abiatuta, detekzio-distantzia maximoak (DDM) ezarri behar dira. Prozedurak laginen tamaina handiak eskatzen ditu, kalkulak egiteko parametro asko behar baitira (hala ere, Järvinen<sup>[56]</sup> 20 behaketa gomendatzen ditu metodologia erraz baten bidez emaitza egonkorak lortzeko). Distantzia horiek landan neurtzeko zailak dira, eta, beraz, halarik ez badago, estimatu egin behar dira. Metodo horren bidez DDM aldatzean detekzio-probabilitatea ere aldatzen den arren, lortzen diren ZDE balioak oso antzekoak dira. Hori gertatzen da erlazio estua ezartzen delako distantzia maximoaren eta muga horretaraino detektatzeko probabilitatearen artean. Adibidez, erregetxo bekainzuriarentzat 31,4 metroko ZDE balioa lortuko litzateke, eta 28,6-34,2 m-ko konfiantza-tartearen %95eko konfiantza-mailarekin, bai 75 bai 100 m-ko detekzio-distantzia maximoetarako. Txonta arrunterako, estimatutako ZDEren batez besteko balioa 73,8 m-koa da (68,7-78,9 m), 100 m-ko detekzio-distantzia maximoetarako, eta 73,2 m-koa (68,3-78,1 m) 150 m-ko distantzia maximoetarako.

Dentsitatea (D), detektagarritasuna distantziarekiko murrizten dela kontuan hartuta, ekuazio honen bidez estimatzen da:  $D = N/(L \times ZDE \times 2)$ , non:  $N$  detektatutako banakoen kopurua baita;  $L$ , trantsektuaren luzera;  $ZDE$ , zentsu-distantzia efikaza; eta  $\times 2$  biderkatzea hegaztiak detektatzeko behatzaileak egiten duen ibilbidearen bi aldeei baitagokie.

ZDE erabiltzen duten analisietan, 2. eranskinen erakusten diren %95eko konfiantza-tarteetatik ausaz ateratako balioak<sup>[54,57]</sup> erabili dira. Tarte horiek hobeto informatzen dute espezie bakoitza detektatzeko dagoen probabilitatearen aldakortasunari buruz. Arestian esan bezala, aldakortasun hori eragiten duten faktore ugari daude.

### Sexuen arteko detekzio diferentzialerako probabilitatearen zuzenketa

Atlas honetan lortutako ZDEek espezie bakoitzaren behaketak kontuan hartzen dituzte, baina sexua ez. Beraz, ZDEren balioek dentsitate absolutuak kalkulatzeko balio dute, berriz behatutako arren eta emeen frakzio horren detekzio-

dentro o fuera de la banda de censo. Esto se hace asumiendo que la probabilidad de detección disminuye linealmente con la distancia al observador<sup>[54,56]</sup>, o mediante simulaciones de Monte Carlo y regresión con un amplio espectro de funciones de distribución de las distancias a los contactos<sup>[57]</sup>. El Apéndice 2 muestra el número de individuos observados en los 464 transectos, la proporción de ellos detectados perpendicularmente a menos de 25 m de la línea del transecto así como las distancias eficaces de censo (DEC) obtenidas por dos metodologías que permiten estimar densidades absolutas. DEC se define como la distancia a la cual el porcentaje de individuos detectados más allá de ella equivale al porcentaje de individuos que, aun estando presentes durante el trabajo de campo, no se detectan a menos de esa distancia. Las estimas de DEC obtenidas mediante los dos procedimientos están estrechamente relacionadas entre sí ( $r = 0,999$ ,  $n = 89$  especies). Las probabilidades de detección y la DEC también pueden estimarse mediante el método *Distance*<sup>[53]</sup>, utilizando bandas de censo. En este caso se requiere establecer las distancias máximas de detección (DMD) a partir de un número grande de contactos. El procedimiento demanda elevados tamaños muestrales debido al alto número de parámetros requeridos al efectuar los cálculos (no obstante, Järvinen<sup>[56]</sup> recomienda 20 contactos para alcanzar resultados estables con su aproximación metodológica sencilla). Estas distancias son difíciles de medir en el campo, por lo que si no existen hay que asumirlas. Aunque variar la DMD genera probabilidades de detección diferentes aplicando este método, los valores de DEC obtenidos son muy similares. Esto se debe a la estrecha relación que se establece entre distancia máxima y probabilidad de detección hasta ese límite. Por ejemplo, para el reyzeuelo listado se obtendría un valor de DEC de 31,4 m y un intervalo de confianza al 95% de 28,6-34,2 m, tanto para distancias máximas de detección de 75 m como de 100 m. Para el pinzón vulgar, el valor medio de DEC estimado es 73,8 m (68,7-78,9 m) con una distancia máxima de detección de 100 m, y 73,2 m (68,3-78,1 m) con una distancia máxima de 150 m.

La densidad (D), teniendo en cuenta la disminución de la detectabilidad con la distancia, se estima mediante la ecuación  $D = N/(L \times DEC \times 2)$ , donde:  $N$  es el número de individuos detectados,  $L$  es la longitud del transecto,  $DEC$  es la distancia eficaz de censo y el producto  $\times 2$  se refiere a los dos lados del observador cuando al caminar detecta aves.

En los análisis que hacen uso de la DEC se han utilizado valores extraídos al azar dentro de los intervalos de confianza al 95% mostrados en el Apéndice 2<sup>[54,57]</sup>. Esos intervalos informan mejor sobre la potencial variabilidad en la probabilidad de detección de cada especie, al existir numerosas fuentes de variación que contribuyen a ello tal como ya se ha señalado.

### Corrección de la probabilidad de detección diferencial entre sexos

Las DEC obtenidas en este Atlas tienen en cuenta los contactos con cada especie pero no tienen en cuenta el sexo. Por tanto, los valores de DEC son válidos para estimar densidades absolutas, controlando la probabilidad de detección,

probabilitatea kontrolatuz. Hasiera batean sexuen arteko 1:1eko ratioa har genezakeen arren, espezie gehienetan behaketen proportzio handiena arrak izaten dira (izan ere, sarritan behatzen dena kantari ari diren arrak izaten dira). Behatutako bi sexuen proportzioa (arren itxurazko proportzioa  $p$  izanik) ez bada populazioarentzat benetakotzat onartzen den %50:%50 (arrentzat, benetako proportzioa  $pE = 0,5$ ), dentsitatea azpiestimatu egiten da (orduan eta gehiago, laginean emeen proportzioa zenbat eta txikiagoa izan). Adibidez, urretxoriaren kasuan, detektatu ziren banakoen %100 arrak izan ziren. Hori horrela izanik, ZDEren balioak arren dentsitatea kalkulatzeko aukera ematen du, baina ez populazio osoarena. Horren arabera, beraz, eme adina ar daudela onartuz gero, dentsitatea bikoiztu egin beharko litzateke.

Ekuazio matematiko batzuk ebazteari esker, arazo horren indize zuzentzaileak kalkula daitezke. Oro har, populazioan dauden arren benetako proportzioaren ( $pE$ ) balioa ez da ezagutzen, baina espezie-kopuru handi batean %50 ingurukoa da. Montecarloko simulazioen bidez (arrak eta emeak detektatzeko probabilitate-agertoki ugari sortuz, betiere 1:1 sexu-ratioaren arabera), indize biderkatzaile bat (IB) kalkulatu duen ekuazio bat lor daiteke, landa-laneko ar-proportzio alboratua ( $p$ ); hau da, sexuen arteko itxurazko proportzioa zuzentzen duena<sup>[58]</sup>:  $IB = 2 - 4 \times p + 4 \times p^2$ . Detektatutako arren eta emeen proportzioa berdina bada ( $p = 0,5$ ), orduan  $IB = 1$  da, eta beraz, praktikan, zuzenketa ez da beharrezkoa. Baina detektatutako arren proportzioa %67koa bada ( $p = 0,67$ ), orduan  $IB = 1,116$  da, eta, beraz, dentsitateak %11,6 handitu behar dira.  $IB$ ren azken balioa ( $IBA$ ) kalkulatzeko, kontuan hartu zen sexua identifikatu gabeko hegazti-kopurua ( $p$ ) eta alde zuzeneko  $IB$  indizea, formula honen bidez:  $IBA = p \times 1 + (1-p) \times IB$ . Ikus daitekeenez, azken ekuazio horretan 1:1eko sexuen ratioa (hau da,  $p = 0,5$ ) onartzen da sexua identifikatu gabeko hegaztien laginean.

3. eranskinak espezie bakoitzaren behaketen banaketa erakusten du, honen arabera: zentsatutako sexu bakoitzeko banakoen kopurua eta sexua identifikatu gabekoen kopurua.

### Trantsektu linealek estalitako eremua

Guztira 464 trantsektu lineal egin ziren, 500 m-ko luzerakoak, 1×1 km-ko 464 UTM gelaxkatan, 5×5 km-ko 247 UTM gelaxkaren barruan (batez beste, 1,88 trantsektu/5×5 km-ko gelaxka). Hau izan da Atlas honen laginketa-ahalegina 7.534 km<sup>2</sup>-ko eremuan (Euskadi: 7234 km<sup>2</sup>; Trebiñu: 280 km<sup>2</sup>; Villaverde Turtzioz: 20km<sup>2</sup>). Testuinguru honetan, galde dezakegu: Zein izan da 464 trantsektuek benetan estali duten lurraldearen ehunekoa?

Alderdi horrek ugaritasunaren estimazio kuantitatiboari lotutako laginketa-ahaleginaren berri ematen du. Hari ekiteko, ZDEren balioez baliatu gara –2. eranskinen erakusten dira–. 2. eranskinaren amaieran, estimatzen da trantsektuek 1×1 km-ko UTM gelaxketan estalitako azaleraren ehunekoa, kontuan hartuta espezie bakoitzaren detekzio-probabilitatea %95eko konfiantza-tartean. Adibidez, erregetxo bekainzuria detektatzen zaila da (txikia delako, oso trinkoa delako okupatzen dituen habitaten landaretza eta haren

para aquella fracción de machos y hembras realmente observados. Aunque en principio podríamos asumir un ratio de sexos 1:1, en la gran mayoría de las especies una gran proporción de los contactos son machos (e. g., porque lo que se observa a menudo son machos cantando). Si la proporción de ambos sexos observada (i.e., aparente de machos,  $pA$ ) difiere del 50%:50% real asumido para la población ( $pR=0,5$  para machos), entonces la densidad se subestima, tanto más cuanto menor sea la proporción de hembras en la muestra. Por ejemplo, en el caso de la oropéndola el 100% de los individuos que se detectaron fueron machos. Siendo así, el valor de DEC permite estimar la densidad de machos, pero no de toda la población, de manera que si asumimos que hay tantos machos como hembras, la densidad se debería multiplicar por dos.

Mediante la resolución de ecuaciones matemáticas sencillas es posible calcular índices correctores de este problema. Generalmente, el valor de la proporción de machos real ( $pR$ ) en la población se desconoce, aunque en un gran número de especies se sitúa en torno al 50%. Mediante simulaciones de Monte Carlo, generando numerosos escenarios de probabilidades de detección de machos y hembras bajo el escenario de un ratio de sexos 1:1, es posible obtener una ecuación que calcula un índice multiplicativo ( $IM$ ) que corrige la proporción sesgada de machos ( $pA$ ) en el trabajo de campo (i.e., relación de sexos aparente)<sup>[58]</sup>:  $IM = 2 - 4 \times pA + 4 \times pA^2$ . Si la proporción de machos y hembras detectados es idéntica ( $pA = 0,5$ ), entonces  $IM = 1$ , lo que supone que, en la práctica, la corrección no es necesaria. Pero si el porcentaje de machos detectados es de un 67% ( $pA = 0,67$ ), entonces  $IM$  es 1,116, lo que implica que hay que incrementar las densidades un 11,6%. El valor final de  $IM$  ( $IMF$ ) se computó teniendo en cuenta la proporción de aves cuyo sexo no se identificó ( $p$ ) y el índice previo  $IM$  mediante la fórmula:  $IMF = p \times 1 + (1-p) \times IM$ . Como puede verse, en esta última ecuación se asume un ratio de sexos igual a 1:1 (esto es, un  $pA = 0,5$ ) en la muestra de aves no sexadas.

El Apéndice 3 muestra para cada especie el reparto de contactos atendiendo a la cantidad de individuos censados de cada sexo, así como de aquellos cuyo sexo no se pudo determinar.

### Superficie cubierta por los transectos lineales

Se efectuaron un total de 464 transectos lineales de 500 m de longitud, en idéntico número de celdas UTM de 1×1 km, dentro de 247 celdas de 5×5 km (promedio de 1,88 transectos/celda de 5×5 km). Éste ha sido el esfuerzo de muestreo aplicado a la superficie de 7534 km<sup>2</sup> abarcada en este Atlas (Euskadi: 7234 km<sup>2</sup>; Trebiñu: 280 km<sup>2</sup>; Villaverde: 20 km<sup>2</sup>). En este contexto cabe preguntarse: ¿cuál ha sido el porcentaje de la superficie del territorio realmente cubierta por los 464 transectos?

Para abordar este aspecto, que informa del esfuerzo de muestreo asociado a la estima cuantitativa de la abundancia, contamos con los valores de DEC mostrados en el Apéndice 2. Al final del mismo se estima el porcentaje de la superficie cubierta por el transecto en celdas de 1×1 km, teniendo en cuenta la probabilidad de detección de cada especie en su intervalo de confianza al 95%. En el reyezuelo listado, un ave pequeña que a menudo pasa desapercibida dada la

kantua eta deia oso entzungarriak ez direlako); horren arabera, zentsu-distantzia efikaza 26 eta 36 m-en artekoa da, kontuan hartuta 464 trantsektuetan 440 ale detektatu direla. Trantsektu batek 26.000 m<sup>2</sup> (26 m × 500 m-ko luzera × 2 zerrenda) eta 36.000 m<sup>2</sup> artean estaliko luke. Trantsektu horren bidez adierazi nahi den 1 km<sup>2</sup>-ko azaleraren %2,6 eta %3,6 artean dago balio hori. Lurralde osora hedatuz, Atlas honetan estali den eremuaren %0,16 eta %0,22 artekoa da hori. Espezie handiago baterako, eta, beraz ZDE handiagokoa, hala nola antzandobi arrunta (ZDE = 31-59 m), %3,1 eta %5,9 artekoa da 1×1 km-ko gelaxken eskalara era efikazean estalitako eremuaren ehunekoak, eta, aztergai den lurraldearen osotasunerako, %0,19 eta %0,36koa.

Adibide horiek nabarmentzen dute atlas honetarako itxuraz egin den ahalegin handia kontuan hartuta estalitako eremuaren azalera oso txikia dela. Laginketa kuantitatiboko programa baten bidez eremuen %25eko estaldura efikazak lortzeko, trantsektu-kopurua ×125 biderkatu beharko genukeen erregetxoaren kasurako (hau da, 58000 trantsektu zeharkatu), eta, antzandobiaren kasurako, ×86. Ahalegin horri, agerikoa denez, ez dago ekiterik, baita finantzaketa handia edukita ere. Ondorioz, ugaritasunaren estimazioa, bai lurralde osoko mailan (eskualdeko eskala), bai 5×5 km-ko UTM gelaxken eskalan, oso ziurgabetasun handiari lotua egongo da. Eta espezie bat zenbat eta urriagoa eta detektatzen zailagoa izan, orduan eta handiagoa izango da ziurgabetasun hori.

### **Erregistratutako espezie-kopurua, arakatzeko-denboraren arabera**

Laginketa-ahaleginaren arabera da eskualde jakin batean behatutako espezieen kopurua: zenbat eta denbora gehiago erabili araketa, orduan eta espezie gehiago detektatzen dira. 5×5 km-ko UTM gelaxketako bakoitzean espezieen araketa egiteko erabili den denbora bost ordukoa izan da gehienez, soilik 1×1 km-ko lau gelaxkatan banatuak. Ahalegin hori, proportzionalki, txikia da araketa ornitologikoa baterako. Horrela, 2 km/h-ko abiadura oinez joanez eta arretoa osoa hegaztiak behatzera bideratuz, 100 m-ko detekzio-distantzia maximoko espezie batentzat (kaskabeltz txikia, adibidez), eremuaren %8 arakatzeko da (25 km<sup>2</sup>-etatik, 2 km: 2 km/h × 5 h × 100 m × 2 zerrenda = 2 km<sup>2</sup>). Balio hori %2ra jaisten da, kontuan hartzen badugu espezie horren 26 m inguruko ZDE izateak determinatzen duen detekzio-probabilitatea. Espezie detektagarriago baterako, adibidez, belabeltzerako, zeinak 240 m-ko detekzio-distantzia maximoa baitu, eremuaren %19 arakatzeko da. Hau da, 5×5 km-ko gelaxkako eremuaren %50 modu efikazean estali nahi izan balitz, espezie ez oso nabari zein txikiak araketa ornitologikoko orduen kopurua 25 aldiz biderkatzea beharrezkoa izango zatekeen (125 ordu ingurura iritsiz), eta, era berean, espezie handiago eta nabariagoetan (entzumenaren bidez zein ikusmenaren bidez), estaldura-maila hori lortzeko eskaini zaizkion orduak 5 aldiz biderkatu beharko ziratekeen (25 ordu ingurura iritsiz).

Landa-lanak ahalegin handia eskatzen duenez, ez zen egin zentsatutako gelaxka bakoitzean denboraren poderioz detektatutako espezie-kopuruaren zenbaketa metatua. Beraz,

densidad de la vegetación de los hábitats que ocupa y la poca audibilidad de su canto, la DEC varía entre 26 y 36 m considerando los 440 ejemplares detectados. Un transecto cubriría de 26000 m<sup>2</sup> (26 m × 500 m de longitud × 2 bandas) a 36000 m<sup>2</sup>. Esta superficie supone el 2,6-3,6 % de la superficie de 1 km<sup>2</sup> donde se lleva a cabo el transecto. Referido a todo el territorio, esto supone el 0,16-0,22 % de la superficie cubierta en este Atlas. Para una especie más grande, con un mayor valor de DEC, como el alcaudón dorsirrojo (DEC = 31-59 m), el porcentaje de superficie cubierta eficazmente a escala de celdas de 1×1 km es 3,1-5,9% y, para el conjunto de Euskadi, 0,19-0,36 %.

Los anteriores ejemplos subrayan la escasa superficie del territorio cubierto por el aparentemente gran esfuerzo de trabajo llevado a cabo en la realización de un Atlas como el presente. Para haber obtenido coberturas eficaces del 25% del territorio en un programa de muestreo cuantitativo tendríamos que multiplicar el número de transectos ×125 para el reyezuelo (esto es, recorrer 58000 transectos) o ×86 para el alcaudón dorsirrojo. Tal esfuerzo es, obviamente, inabordable incluso si se contara con una gran cantidad de financiación. En consecuencia, la estima de la abundancia, tanto a nivel de todo el territorio (escala regional) como a escala de celdas UTM de 5×5 km, inevitablemente va a ir asociada a una incertidumbre muy alta. Tanto mayor cuanto menos detectable sea una especie y más escasa sea en la región.

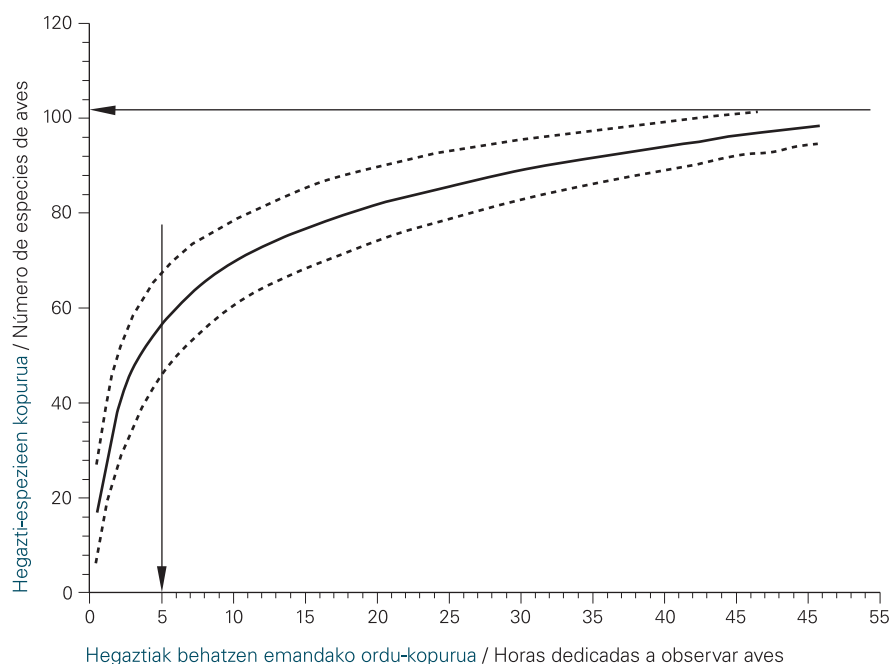
### **Número de especies registradas en función del tiempo de prospección**

La cantidad de especies observadas en una región determinada es función del esfuerzo de muestreo, de manera que cuanto más tiempo se invierte prospectando más especies se detectan. El tiempo dedicado a prospectar especies en cada una de las celdas UTM de 5×5 km ha sido, como máximo, de cinco horas, repartidas en solamente cuatro celdas de 1×1 km. Esa dedicación supone un proporcionalmente escaso esfuerzo de prospección ornitológica. Así, si se camina a 2 km/h prestando toda la atención a la observación de aves, para una especie con una distancia de detección máxima de unos 100 m (como el carbonero palustre) se prospecta el 8% de la superficie (2 km/h × 5 h × 100 m × 2 bandas = 2 km<sup>2</sup> sobre 25 km<sup>2</sup>). Valor que disminuye al 2% si tenemos en cuenta la probabilidad de detección que determina una DEC de unos 26 m para esta especie. Para otra especie más detectable, con una distancia de detección máxima de unos 350 m y DEC de unos 240 m (como la corneja negra) se prospecta el 19% de la superficie. Esto es, si se hubiese deseado cubrir eficazmente el 50% de la superficie de la celda de 5×5 km, hubiese sido necesario multiplicar por ca. 25 el número de horas de prospección ornitológica para especies poco conspicuas y de pequeño tamaño (unas 125 h), mientras que en el caso de otras de mayor tamaño y conspicuas auditiva y visualmente, ese nivel de cobertura se lograría multiplicando por 5 las horas actualmente dedicadas (unas 25 h).

Debido al esfuerzo que implica el trabajo de campo, no se solicitó un recuento acumulado del número de especies

ezin da kalkulatu erregistratutako espezieen kopurua zenbateraino dagoen egonkortuta, gelaxka bakoitzean zentsua egin zen garaia kontuan hartuta. Hala ere, 500 m-ko trantsektu linealen laginak aukera ematen du detektatutako espezie berrien kopuruaren hazkundea baloratzeko, igarotako denboraren arabera. Fenomeno horri ekiteko, espezieen aberastasunaren kurba metatuak ditugu. Adibide grafiko bat emateko, zenbaki bidez, Euskadiko erdiko herena hautatu dugu, 4750000 eta 4770000 latitudeen artean, non 122 trantsektu egin baitira (61 ordu eskatu dituztenak). Gogoan izan trantsektu horiek birritan errepikatu zirela eta bakoitzari 15 minutu inguru eskaini zitzaizkiola, 2 km/h-ko abiadura oinez joanez. Sektore horretako habitata erabilgarriak oso ongi ordezkatu ziren zentsuan; izan ere, estaldura-ehunekoak benetako erabilgarritasunaren antzekoak izan ziren (%90,2ko antzekotasuna bi banaketen artean). Hala, guztira, 122 trantsektu horietan 102 hegazti-espezie erregistratu ziren, eta, era berean, Euskadiko erdialdeko heren horretan arakatutako 5x5 km-ko 58 UTM gelaxketan, balio metatua 174 espeziekoa izan zen, 290 orduko laginketaren ondoren (kontuan hartuta ordubeteko bi zentsu kualitatiboak gehi 15 minutuko bi kuantitatiboak, bi errepi-kape-nekin). 5x5 km-ko gelaxketan, espezieen batezbestekoa 61,1 da (tarte: 40-84), 5 orduko araketa ornitologikoen ondoren. Beraz, argi dago 1x1 km-ko lau UTM gelaren araketak ez duela zehatz-mehatz estimatzen 5x5 km-ko gelaxketan dauden espezie-aberastasuna. 122 trantsektu horiek aleatorizatzearen eta birlagintzearen bidez, kurba bat lortu zen, zeinak trantsektuen kopurua handitzen den heinean espezie-kopuruaren hazkundea islatzen baitu. Prozesu hori 250 aldiz egin zen, eta 8. irudiko kurba izan zen horren emaitza. Argi eta garbi ikus daiteke bost orduko araketarekin kurba ez dagoela oso egonkortuta; izan ere, 45-68ko espezie inguru aurkitzea espero da %95eko probabilitatearekin. Goian aipatutako latitude-hereneko 5x5 km-ko UTM gelaxketan erregistratutako espezieen batezbestekoa lortzeko (61,1 espezie) 6,25 h behar harko lirakeke (5etik 6,5 h arteko aldearen zergatia da Ornitho Euskadi atariak emandako espezieak gehitu direla). Arakatzeko denbora seikoituz gero (30 ordu arte, beraz), horrela 1x1 km-ko 24 gelaxka betetzeko, 68-85 espezie detektatuko lirakeke, baina kurba oraindik egonkortu gabe egongo litzateke. Beraz, 5x5 km-ko gelaxka bakoitzean zentsu estandarizatuen arabera araketetan 10 ordu baino gutxiago erabili izanaren ondorioz, banaketa-eremua azpiestimatu egin da, nagusiki, detektagarritasun baxuko espezierik txikienetan (tokiko ugartasun txikiko eta gelaxken barruko banaketa mugatuko egoeretan zeudenak). Hau da, 5x5 km-ko gelaxkei eskainitako bost orduak ez dute aukerarik ematen eremu erabilgarri guztia zehatz-mehatz zentsatzeko. Laginketarako muga horrek honako hauek modelizatzeko beharra justifikatzen du: (1) presentzia-probabilitatea (ikus gorago), (2) eskualde osoko ugartasun-maila eta (3) ale-kopurua 5x5 km-ko gelaxka-eskalan; guztiak, laginketa-lekuetan lortutako datuetatik abiatuta (datu espazialki esplizituak, kontuan hartuta kokapen geografikoa, altitua eta habitaten estaldura). Horrela, hegaztiak behatuz estali ezin izan zen eremu guztira inferitu ahal izango da emaitza.

detectadas con el paso del tiempo en cada una de las celdas censadas. Con lo cual, no es factible estimar cómo de estabilizado está el número de especies registradas en relación al tiempo de censo por celda. No obstante, la muestra de los transectos lineales de 500 m brinda la posibilidad de valorar el aumento de nuevas especies detectadas en función del tiempo transcurrido. Este fenómeno se puede abordar mediante curvas acumuladas de riqueza de especies. Para ejemplificarlo gráfica y numéricamente se ha elegido el tercio central de Euskadi, entre las latitudes 4750000 y 4770000, en el que se han realizado 122 transectos que demandaron 61 h. Recuérdese que dichos transectos fueron repetidos en dos ocasiones, dedicando en cada uno de ellos ca. 15 minutos, caminando a unos 2 km/h. La representación censal de hábitats disponibles en ese sector fue muy buena, ya que los porcentajes de cobertura fueron similares a la disponibilidad real (90,2% de parecido entre ambas distribuciones). Así, en total se registraron 102 especies de aves en esos 122 transectos, mientras que el acumulado en las 58 celdas UTM de 5x5 km prospectadas en ese tercio central de Euskadi ascendió a 174 especies, tras 290 h de muestreo (teniendo en cuenta los dos censos cualitativos de 1 h cada uno más los dos cuantitativos de 15 min cada uno, con dos repeticiones). El promedio de especies por celda de 5x5 km es 61,1 (rango: 40-84), tras 5 h de prospección ornitológica. Es por tanto obvio que la prospección de cuatro celdas UTM de 1x1 km no estima exhaustivamente la riqueza de especies en celdas de 5x5 km. Mediante aleatorización y re-muestreo de esos 122 transectos se obtuvo una curva que refleja el aumento en el número de especies conforme se incrementa el número de transectos. Este proceso se repitió 250 veces, dando finalmente lugar a la curva de la Fig. 8. Puede constatarse claramente que la curva está muy poco estabilizada con cinco horas de prospección, donde es esperable encontrar, con el 95% de probabilidad, un rango de especies de 45-68. Para alcanzar el promedio de especies registrado en celdas UTM de 5x5 km en el tercio latitudinal arriba considerado (61,1 especies) se necesitarían 6,5 h (la diferencia de 5 a 6,5 h se debe a la adición de especies aportada por el portal Ornitho Euskadi). Si se sextuplica el tiempo de prospección hasta 30 horas, cubriendo 24 celdas de 1x1 km, se detectarían de 68-85 especies sin que aún la curva se estabilizara. Por tanto, haber invertido <10 h de prospección de censos estandarizados en cada una de las celdas de 5x5 km ha conducido a subestimar el área de distribución de, principalmente, las especies más pequeñas con una detectabilidad baja y en situaciones de baja abundancia local y distribución restringida dentro de la celda. Esto es, las cinco horas que se invierten en cada una de las celdas de 5x5 km no permiten censar pormenorizadamente toda el área disponible. Esta limitación de muestreo justifica la necesidad de modelizar (1) la probabilidad de presencia (ver más arriba), (2) el nivel de abundancia en toda la región y (3) los efectivos de población a escala de celdas de 5x5 km, a partir de los datos obtenidos en los lugares de muestreo (especialmente explícitos, considerando su posición geográfica, altitud y cobertura de hábitats), para así poder inferir en toda la superficie que no se pudo cubrir registrando aves.



8. ird. Hegazi-espezieen aberastasunaren kurba metatua, araketa ornitologikoko ordu-kopuruaren arabera, bi errepikapenetan metatutako 500 m-ko luzerako eta 30 minutuko iraupeneko 122 trantsektuen lagina oinarri hartuta. Kurba lodiak erregresio-ereduaren batezbestekoa adierazten du, eta kurba etenek, berriz, %95eko konfiantza-tartea. Gezi bertikalak zentsuko bost orduak egin diren uneko erregresio-kurba mozten du; gezi horizontalak 122 trantsektuetan erregistratutako espezieen guztizko kopurua adierazten du (102 espezie 61 ordutan bi aldiz zeharkatutako 61 kilometrotan).

### Ugaritasunaren aldaketa espazialaren modelizazioa

Espezieen ingurumen-lehentasunak faktore hauen arabera dira: aldagai klimatikoak eta produktiboak, paisaiaren egiturari eta landarediaren ezaugarriak espezieek ematen dieten erantzuna, bai eta beste espezie batzuekiko interakzioak ere<sup>[59-62]</sup>. Aldagai argigarri edo iragarle horiek kontuan hartuta, espezieen ugaritasuna modelizatu daiteke (9. ird.). Abstrakzio matematiko horiek ugaritasunaren aldakuntza-eredu espazialak definitzen dituzte. Haietatik abiatuta, arakatu gabeko lekuetan zer gertatuko litzatekeen iragar daiteke.

Ausazko erregresio-basoak (*Regression Random Forests*, RRF)<sup>[63-64]</sup> erabili dira bi hauen arteko erlazioa modelizatzeke: 500 metroko luzerako trantsektuetara egindako bi joanalditan hautemandako espezie bakoitzeko banakokopurua eta 17 ingurumen-aldagai. RRF *datu-meatzaritza* bidezko metodo bat da. Erregresio-zuhaitz ugari eraikitzen ditu, entrenamenduko datu-multzo askotarikoekin, lagin-unitateen (hau da, 500 m-ko luzerako trantsektuak) ordezkapen bidezko laginketa eginez, eta aldagai iragarleen azpimultzo baten ausazko aukeraketa eginez (aldagai iragarleen heren bat zeharkatzen *adarkatze* bakoitzean). Prozedura horri esker, ereduak ez da gainegokitzen aztertu beharreko datuetara, iragarpenen bariantza murrizten du eta erregresio-zuhaitzen errendimendua hobetu, haien arteko korrelaziorik gabe eraikitzen baititu. Era horretan, iragarpen sendoak lortzen ditu, alborapen eta bariantza

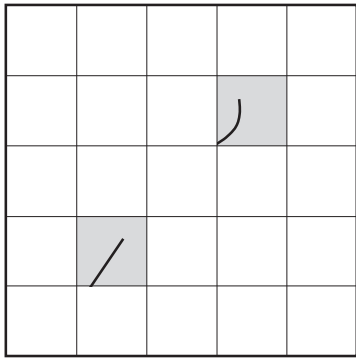
Fig. 8. Curva acumulada de riqueza de especies de aves según el número de horas de prospección ornitológica a partir de la muestra de 122 transectos de 500 m de longitud y 30 minutos de duración acumulados en dos repeticiones en el tercio central de Euskadi. La curva gruesa indica la media del modelo de regresión, mientras que las curvas discontinuas denotan el intervalo de confianza al 95%. La flecha vertical corta la curva de regresión cuando se han efectuado las cinco horas de censo; la flecha horizontal indica el número total de especies registrado en los 122 transectos (102 especies en 61 km recorridos dos veces a lo largo de 61 horas).

### Modelización de la variación espacial de la abundancia

Las preferencias ambientales de las especies son determinadas por su respuesta a variables climáticas, productivas, paisajísticas, características de la vegetación o la existencia de relaciones interespecíficas<sup>[59,62]</sup>. Mediante la consideración de esas variables explicativas, o predictoras, es posible desarrollar modelos para estimar la abundancia de especies (Fig. 9).

En este Atlas se han utilizado los bosques aleatorios de regresión (*Regression Random Forests*, RRF)<sup>[63,64]</sup> para determinar la relación matemática entre el número de individuos detectados en las dos visitas a transectos de 500 m de longitud y 17 variables ambientales. RRF es un método de 'minería de datos' que construye múltiples árboles de regresión con diferentes conjuntos de datos de entrenamiento, mediante el muestreo con reemplazo de las unidades muestrales (*i.e.*, transectos de 500 m de longitud) y la elección aleatoria de un subconjunto de variables predictoras (una tercera parte de ellas en cada 'ramificación del árbol'). Este procedimiento evita el sobreajuste del modelo a los datos sujetos a análisis, reduce la varianza de las predicciones y mejora el rendimiento de los árboles de regresión al descorrelacionarlos, generando así predicciones robustas con bajo sesgo y baja varianza. La selección aleatoria de predictores en cada división de los árboles de regresión que componen el "bosque" minimiza los problemas

500 m-ko trantsektuak, 15'-koak,  
2 aldiz 1 x 1 km-ko UTM 2 gelaxkatan



Transectos de 500 m. 15', 2 veces  
en celdas UTM de 1 x 1 km

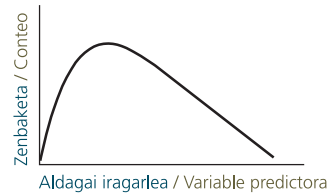
## INGURUMEN-ALDAGAIK

Geografikoak + Habitatak (14 kategoria)

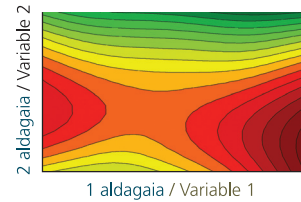
## VARIABLES AMBIENTALES

Geográficas + Hábitats (14 categorías)

### ERLAZIO EZ-LINEALAK RELACIONES NO LINEALES



### INTERAKZIOEN ESTIMAZIOA ESTIMA DE INTERACCIONES



Efektu geografikoen kontrola:  
- Autokorrelazio espaziala  
- Faktore osagarriak

Control de efectos geográficos:  
- Auto-correlación espacial  
- Factores subrogados

### RRF EREDUAK

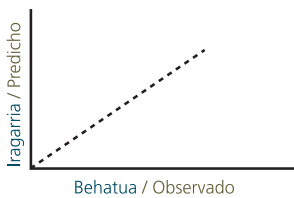
1000 zuhaitz  
100 adarkatze  
Iragarpenen 1/3 adarkatze bakoitzean

### MODELOS RRF

1000 árboles  
100 ramificaciones  
1/3 predic. en cada rama

Trantsektuen %37  
37% Transectos

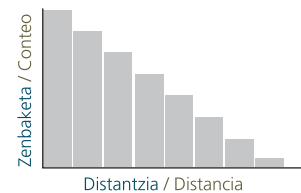
EBALUATU  
EVALUAR



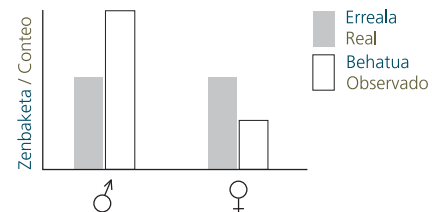
Trantsektuen %63  
63% TRANSECTOS

ANALIZATU  
ANALIZAR

### DEKTAGARRITASUNA DETECTABILIDAD



### ZENBAKETA-ALBORAPENAK SESGOS DE CONTEO



5 x 5 km-ko UTM gelaxketako ugaritasunaren iragarpena  
Predicción de la abundancia en celdas de 5 x 5 km

9. ird. Ugaritasun-estimazioak lortzeko emandako pausoen eskema kontzeptuala.

Fig. 9. Esquema conceptual que resume los pasos para obtener estimas de abundancia.

baxukoak. Basoa osatzen duten erregresio-zuhaitzen atal bakoitzeko iragarleak ausaz hautatzeak minimizatu egiten ditu aldagai iragarleen arteko multikolinealtasunarekin lotutako arazoak. Alderdi hori oso kezagarria da eredu orokortu linealetan; izan ere, bariantzaren putze-balio handiak (VIF, *variance inflation factor*) lortu ohi dira, edo, bestela, ereduak murrizteko prozedura luzeak eskatzen ditu urratsen bidezko prozeduren bidez (adibidez, *backward* edo *forward*). RRF metodoa, halaber, iragarleen eta erantzun-aldagaiaren arteko erlazio ez-linealez arduratzen da (hau da, erlazioak ez ditu linealtzat lehenesten, nahiz eta horrelakorik balego txertatzeko gai izango litzatekeen), eta, aldi berean, iragarleen arteko interakziorik garrantzitsuenak identifikatzen ditu. Hiru alderdi horiek (multikolinealtasuna murriztea, erlazio ez-linealak estimatzea eta aldagai iragarleen arteko interakzioak kalkulatzeko) garrantzitsuak dira, errealtak direlako (nahiz eta normalean ez diren kontuan hartzen modelizazioetan). Horrela, oso gertagaitza da hegaztien ingurumen-aldagaiari emandako erantzunen arteko asko linealak izatea. Gainera, egoera batzuetan, espezie baten tokiko ugaritasunaren aldakuntza ez da aldagai iragarle bakoitzaren eragin eksklusiboen baturaren emaitza, baizik eta haien arteko interakzioaren ondorioa, eta, beraz, erregresio-gainazalen konbinazioak identifikatu daitezke, zeinetan aldagai horietan gertatzen diren aldakuntza-tarte jakin batzuek gehiago esplikatzen baitute aztertzen den espeziearen ugaritasunaren aldakuntza. Beraz, hegaztien banaketa- eta ugaritasun-ereduekiko hurbilketa hobetu dezakegu, tresna estatistiko ez-linealak erabiliz, zeinek ingurumen-faktoreen arteko interakzio esanguratsuak estimatzen baitituzte.

Espezie bakoitzerako, egindako 464 trantsektuetan RRF ereduak eraiki ziren, eta 1.000 erregresio-zuhaitz erabili ziren. Batez beste, trantsektu horietako bakoitza ez zen kontuan hartu zuhaitzen %36,7an (hau da, OOB –*Out Of Bag*– lagina, asintotikoki estimatua  $[(N-1)/N]^N$  formularen bidez, non  $N$  lagin-unitateen kopurua baita). 1.000 erregresio-zuhaitzetako bakoitzean ausaz hartu eta analizatu gabeko UTM gelaxken lagin horiek OOB iragarpen-errorea estimatzeko erabili ziren, bai eta espezie bakoitzaren ugaritasunaren aldakuntza espazialaren RRF ereduko aldagai iragarleen garrantzia ere. OOB errore-tasa orokorra ereduaren iragarpen-potentziala neurtzeko erabili zen. Hau da, RRF ereduak eraikitzen erabili gabeko UTM gelaxketan esplikatzen den bariantzaren ehunekoa. 1.000 erregresio-zuhaitzetako bakoitzaren *hazkundearen* kontrol-parametroak honako hauek izan ziren: gehienez ere 100 *hosto* zuhaitz bakoitzeko (hau da, iragarritako balio desberdinetako bakoitza), eta, gutxienez, hiru trantsektu zuhaitzaren *hosto* bakoitzeko (tokiko minimo eta maximoetara gehiegi egokitzea saihesteko).

Kontuan hartutako aldagai iragarleak honako hauek izan ziren:

- (1) Geografikoak: trantsektua zegoen 1×1 km-ko gelaxkako barizentroaren latitudea eta longitudea.
- (2) Orografikoak: 1×1 km-ko gelaxkaren batez besteko altitudea eta altitude-tartea.
- (3) Habitaten tipologia (CLC 2018): 1×1 km-ko gelaxketan honako habitat hauek estalitako eremuaren ehunekoa: baso hostoerokorrak (BCA), koniferoak (BCO), mistoak (BMI) edo esklerofiloak (BES); mendi garaia (MON, baso

relacionados con la multicolinealidad entre las variables predictoras, aspecto de gran preocupación en modelos generalizados lineales debido a los elevados valores de inflado de la varianza (VIF, *variance inflation factor*) que se suelen obtener o demandan prolijos procedimientos de reducción de modelos mediante procedimientos por pasos (e. g., *backward* o *forward*). RRF también se ocupa de las relaciones no lineales entre los predictores y la variable respuesta (i.e., no asume relaciones lineales, aunque es capaz de estimarlas si existiesen), al tiempo que identifica las interacciones más relevantes entre los predictores. Estos tres aspectos (reducir la multicolinealidad, estimar relaciones no lineales y calcular las interacciones entre variables predictoras) son relevantes por ser realistas, aunque generalmente suelen ser ignorados en los ejercicios de modelización. Así, es altamente improbable que muchas respuestas de las aves a las variables ambientales sean lineales. Además, hay situaciones en las que la variación en la abundancia local de una especie no es el resultado aditivo de los efectos exclusivos de cada una de las variables predictoras, sino que es consecuencia de la interacción entre ellas, de manera que se identifican combinaciones de superficies de regresión, en donde determinados rangos de variación acotados en esas variables explican más variación de la abundancia de la especie sometida a análisis. Por tanto, podemos mejorar nuestra aproximación a los patrones de distribución y abundancia de aves mediante el empleo de herramientas estadísticas no lineales que estimen las interacciones relevantes entre factores ambientales.

Para cada especie, en los 464 transectos realizados, se construyeron modelos RRF usando 1000 árboles de regresión. En promedio, cada uno de los transectos no se consideró en el 36,7% de los árboles (es decir, la muestra OOB –*Out Of Bag*–, estimada asintóticamente como  $[(N-1)/N]^N$ , donde  $N$  es el número de unidades muestrales). Esas muestras de celdas UTM extraídas al azar y no analizadas en cada uno de los 1000 árboles de regresión, se utilizaron para estimar el error de predicción OOB y la importancia de las variables predictoras en el modelo RRF de la variación espacial de la abundancia de cada especie. La tasa de error OOB general se utilizó para medir el potencial predictivo del modelo. Es decir, el porcentaje de varianza explicado en aquellas celdas UTM no utilizadas en la construcción del modelo RRF. Los parámetros de control del “crecimiento” de cada uno de los 1000 árboles de regresión fueron: máximo de 100 “hojas” por árbol (i.e., valores diferentes predichos) y un mínimo de tres transectos por “hoja” del árbol (para evitar el ajuste excesivo a mínimos y máximos locales).

Las variables predictoras consideradas fueron las siguientes:

- (1) Geográficas: latitud y longitud del baricentro de la celda de 1×1 km en la que se incluía el transecto.
- (2) Orográficas: altitud media y rango altitudinal de la celda de 1×1 km.
- (3) Tipología de hábitats (CLC 2018): porcentajes de superficie de la celda de 1×1 km cubiertos por bosques caducifolios (BCA), de coníferas (BCO), mixtos (BMI) o esclerófilos (BES); monte alto (MON, compuesto por lo que serían las etapas de sustitución de un bosque, con



bat ordezteko etapa modukoek osatua, sastrakadiaz goragoko landarearen garapen-maila duena, baina baso edo landaketa heldu batena baino garapen txikiagoa, zuhaitziak ez baitu 4 m-ko altuera gainditzen); sastrakadiak (MAT, larreak eta belardiak (PAS), larre eta sastraka dezente dituzten eremu garaietako harkaitz alpinizatuak (ALP; 3. taulako ROQ eta PAS kodeak biltzen ditu); laborantza-eremuak (AGR), lurzoru urbano trinkoak (URD), berdeguneak dituzten lurzoru urbanoak (URV); hezeguneak (HUM) eta ur-masa libreak (EMB).

un nivel de desarrollo de la vegetación superior al matorral, pero inferior a un bosque o plantación madura, en el cual el arbolado no supera una altura de 4 m); matorrales (MAT), herbazales (pastizales y praderas, PAS), roquedos con cierta cantidad de pastizal y matorral en zonas altas, de carácter alpinizado (ALP; agrupa los hábitats con código ROQ y PAS de la Tabla 3), espacios agrarios (AGR), suelo urbano denso (URD) y urbano con espacios verdes (URV), humedales (HUM) y masas de aguas libres (EMB).

Kodea Código	Habitata Hábitat	EST <sub>lagina</sub> COB <sub>muestra</sub>	EST <sub>eskualdea</sub> COB <sub>región</sub>	Pisua Peso
BCA	Baso hostoerokorrak / Bosques de caducifolios	23,80	24,62	1,03
BCO	Baso koniferoak / Bosques de coníferas	16,60	22,46	1,35
BMI	Baso mistoak / Bosques mixtos	4,02	4,23	1,05
BES	Baso esklerofiloak / Bosques esclerófilos	2,53	1,93	0,76
MON	Mendi garaia / Monte alto	3,17	4,26	1,34
MAT	Sastrakadiak / Matorrales	4,01	3,16	0,79
PAS	Larreak / Pastizales	3,95	2,76	0,70
PMO	Mendi-larreak / Pastizales montanos	0,81	0,82	1,02
ROQ	Harkaitzak / Roquedos	0,11	0,10	0,86
AGR	Laborantza-eremuak / Medios agrarios	32,77	28,14	0,86
HUM	Hezeguneak / Humedales	0,13	0,11	0,87
EMB	Urtegiak, urmaelak / Embalses, lagunas	0,82	1,57	1,92
URV	Berdeguneak dituen urbanoa / Urbano ajardinado	2,97	1,75	0,59
URD	Urbano trinkoa / Urbano denso	4,06	3,28	0,81

3. taula: Hauen estaldura (eremuaren ehunekoa): populazio-tamainak kalkulatzeko trantsektu linealak egin ziren 1x1 km-ko 464 gelaxkako laginean behatutako 14 habitat-kategoria nagusia (EST<sub>lagina</sub>) eta Euskadi osokoa (EST<sub>eskualdea</sub>).

Tabla 3: Cobertura (porcentaje de superficie) de las 14 categorías de hábitats principales observados en la muestra de 464 celdas de 1x1 km en las que se hicieron transectos lineales para estimar tamaños poblacionales (COB<sub>muestra</sub>) y para el conjunto de Euskadi (COB<sub>región</sub>).

Bi aldagai geografikoak sartzeak ahalbidetu du animalien banaketa modelizatzeko garrantzitsuak diren bi alderdi jorraztea. Lehenik eta behin, autokorrelazio espaziala kontrolatzea trantsektuetan egiten diren hegazti-zenbaketen balioetan, haien hurbiltasun geografikoa kontuan hartuta<sup>[65]</sup>; mota honetako lan askotan alde batera utzi da alderdi hori. Eta, bigarrenik, posizio geografikoaren osagarri diren alderdiak sartzea –aldagai jakinekin kuantifikatu gabekoak–. Adibidez, prezipitazioa eta tenperatura, idortasuna, lehen mailako produktibitatea, aztertutako eskualdetik kanpo negua igarotzen duten espezieen fluxuak dakartzaten migrazio-ibilbide nagusiekiko distantzia<sup>[66]</sup>.

Lagin-unitateak erabiltzen ez direnean ( $R^2$  OOB) ereduak azaldutako bariantza handia bada, orduan RRF eredu horrek iragapen-ahalmen handia du. Hau da, ereduaren sinesgarritasun-maila eta hortik ondorioztatzen den informazioaren neurri bat eman daiteke. RRF ereduak 5x5 km-ko UTM laukietan dauden espezieen ugaritasuna iragartzeko diseinatu zirenez (lauki horietako 1x1 km-ko bi gelaxkatan 500 m-ko luzerako trantsektu bana eginez), modelizatutako 464 trantsektuak 20 taldetan multzokatu ziren, ereduaren iragapen-ahalmena neurtzeko. Trantsektuen multzokatze hori egiteko, kontuan hartu ziren kokaleku geografikoa

La inclusión de las dos variables geográficas ha permitido abordar dos aspectos importantes en la modelización de la distribución animal. En primer lugar, controlar la auto-correlación espacial en los valores de conteos de aves en los transectos atendiendo a su proximidad geográfica<sup>[65]</sup>, aspecto obviado en bastantes trabajos de esta naturaleza. Y en segundo lugar, introducir aspectos subrogados a la posición geográfica que no han sido cuantificados con variables concretas. Por ejemplo, precipitación y temperatura, aridez, productividad primaria, distancia a las principales rutas migratorias que traen flujos de especies que invernan fuera de la región de estudio<sup>[66]</sup>.

Si la varianza explicada por el modelo es alta cuando las unidades muestrales no son utilizadas ( $R^2$  OOB), entonces ese modelo RRF tiene un alto poder predictivo. Esto es, se puede proporcionar una medida de cuán creíble es el modelo y la información que de él se derive. Como los modelos RRF fueron diseñados para predecir la abundancia de las especies en cuadrículas UTM de 5x5 km (equivalente a un transecto de 500 m de longitud por cada una de las dos celdas de 1x1 km que incluyen), los 464 transectos modelizados fueron agrupados en 20 grupos diferentes para estimar su poder predictivo. Esta agrupación de los transectos se realizó

(latituda, longituda eta altituda) eta habitataren ezaugarriak. 4. taulak ematen ditu modelizatutako 89 espezieetako bakoitzerako iragarpen-ahalmenaren balioak (OOBko  $R^2$ ), baita 464 trantsektuetan benetan behatutako banakoen kopurua eta RRF ereduak iragarritako guztizko kopurua ere. Oro har, RRF ereduak egokitze-maila handia sortzen dute behatutako eta iragarritako balioen artean: %69ko  $R^2$ , batez beste, eta gainestimatzeko edo azpiestimatzeko joera argirik gabe (%2ko batez besteko hazkundea, baina beti %20ko murrizketaren edo %15eko hazkundearen artean). Espezie batzuetan, OOBko  $R^2$  balioak baxuak izan ziren (hau da, bariantzaren %25 baino gutxiago), detekzio zaileko oso espezie urriak izatearen ondorioz (adibidez, etze-txinboa edo euli-txori grisa), edo laburra denez trantsektuak egiteko denbora, ziurgabetasunez estimatzen diren tokiko multzoetan detektatzen direlako (adibidez, enara azpizuria eta haitz-enara). Baina hegazti-mota askorentzat OOBko  $R^2$  balioak oso altuak izan ziren (47 espezieetan, > %75). Hautemandako hegazti-kopuruaren ( $N$  erreala 4. taulan) eta iragarritakoaren (OOBko  $N$  iragarriak) arteko zatidurak erabili dira RRF ereduak kalibratzeko, eta, horrela, haren iragarpenen gainestimatzeko edo azpiestimatzeko saihestu da.

RRF ereduak erabili ziren Euskadiko  $1 \times 1$  km-ko gelaxketan bi aldiz egindako trantsektu bakoitzean banakoen batez besteko kopurua iragartzeko. Iragarritako banakoen kopurua bitan zatitu zen, eta, horrela, trantsektu bakoitzeko batez besteko hegazti-kopurua lortu zen. Kopuru horri zentsu-distantzia eraginkorak (ZDE) aplikatu zitzaizkion, espezie bakoitzak gelaxka bakoitzean zuen dentsitatea kalkulatzeko:  $1 \times 1$  km, hegazti/km<sup>2</sup>-tan adierazia. Estimazio horiek ar eta emeen detekzio diferentzialerako probabilitatearen mende daudenez, horren ondoren zuzendu egin ziren koefiziente biderkatzaileak (IBA) aplikatuz. Koefiziente horiek kontuan hartzen dituzte lagineko arren ehuneko alboratua eta ornitologoen sexua bereizi gabe behatutako hegaztien proportzioa. Amaitzeko,  $5 \times 5$  km-ko UTM bako-itza osatzen zuten  $1 \times 1$  km-ko gelaxkak bildu ziren, banakoen kopurua kalkulatzeko.

$5 \times 5$  km-ko UTM bloke bakoitzean iragarritako ugaritasuna berrikusi egin zen, hiru informazio-iturriaren arabera: (1) benetan erregistratutako presentzia, (2)  $5 \times 5$  km-ko UTM bakoitzeko presentziaren probabilitatea eta (3) espezie bakoitzarekin lotuagoak dauden aldagai giltzarriak (adibidez, 750 metrotik gorako altituda mendi-tuntunarentzat, edo latitudearekiko alderantzizko erlazioa kutturlio arruntean, bai eta haien presentzia minimorako atalase-balioak ere). Halaber, honako hau gaineratu zen, onargarrizat jota: RRF ereduak bi banako (edo bikote ugaltzaile bat) baino gutxiago iragartzen zituzten kasuetan,  $5 \times 5$  km-ko UTM blokean 0 banako zenbatu ziren; irizpide hori banako batera murriztu zen hegaldatze-eremu zabala duten tamaina handiko espezieentzat, hala nola zapelatza, okil beltza eta erroia. Iragarritako banakoen balio txikienetarako (hau da, <25 hegazti/25 km<sup>2</sup>) zein Euskadiren mugakide diren UTM gelaxkekin lotutakoetarako, espeziea detektatu bazen, iragarritako banako-kopurua mantendu egin zen (gogora dezagun  $5 \times 5$  km-ko UTM bakoitzeko  $1 \times 1$  km-ko lau gelaxka arakatu direla eta bost bat ordu erabili direla, eta,

atendiendo a su posición geográfica (latitud, longitud y altitud) y características del hábitat. La Tabla 4 proporciona los valores del poder predictivo ( $R^2$  de la muestra OOB) para cada una de las 89 especies modelizadas, así como el número de individuos realmente observados en los 464 transectos y la cantidad total predicha por los modelos RRF. Globalmente, los modelos RRF producen un alto nivel de ajuste entre valores observados y predichos, con un promedio de  $R^2$  del 69%, no tendiendo claramente a la sobre o subestima (promedio de incremento de un 2%, pero dentro del rango de disminución del 20% o incremento del 15%). En algunas especies los valores de  $R^2$  de OOB fueron bajos (e. g., <25% de la varianza) como consecuencia de ser especies muy escasas de difícil detección (e. g., curruca rabilarga o papamoscas gris) o que ocurren en concentraciones locales que son estimadas con incertidumbre durante el poco tiempo que dura la realización de los transectos (e. g., avión común o avión roquero). Pero para una gran variedad de aves los valores de  $R^2$  OOB fueron muy altos (> 75% en 47 especies). Los cocientes entre el número de aves detectadas ( $N$  real en la Tabla 4) y el número de ellas predicho ( $N$  predichos OOB) se han utilizado para calibrar los modelos RRF, evitando así la sobreestima o subestima de sus predicciones.

Los modelos RRF fueron utilizados para predecir el número medio de individuos por transecto realizado dos veces en cada una de las celdas de  $1 \times 1$  km de Euskadi. El número de individuos predicho se dividió entre dos para así obtener el número medio de aves por transecto. A esa cantidad se le aplicaron las distancias eficaces de censo (DEC) para estimar las densidades de cada especie en cada celda de  $1 \times 1$  km, expresada en aves/km<sup>2</sup>. Como esas estimas están sometidas a la probabilidad de detección diferencial de machos y hembras, finalmente fueron corregidas aplicando los coeficientes multiplicativos (IMF) que tienen en cuenta el porcentaje sesgado de machos en la muestra y la proporción de aves observadas que no fueron sexadas por los ornitólogos. Para concluir, se reunieron las celdas de  $1 \times 1$  km que componían cada UTM de  $5 \times 5$  km con el fin de calcular el número de individuos.

La abundancia predicha en cada bloque UTM de  $5 \times 5$  km se revisó considerando tres fuentes de información: (1) presencia realmente registrada, (2) probabilidad de presencia en cada UTM de  $5 \times 5$  km y (3) variables clave más asociadas con cada especie (e. g., altitud por encima de 750 m para el acentor alpino, o relación inversa con la latitud en la cogujada común, con los valores umbrales que hacen mínima la ocurrencia). Además, se añadió una asunción plausible: se computaron valores de 0 individuos cuando en el bloque UTM de  $5 \times 5$  km los modelos RRF predecían menos de dos individuos (o una pareja reproductora); este criterio fue reducido a un individuo para especies de gran talla y amplias áreas de campeo, como el busardo ratonero, el picamaderos negro o el cuervo grande.

Para los valores más bajos de individuos predichos (i.e., <25 aves/25 km<sup>2</sup>), o asociados a celdas UTM limítrofes de Euskadi, si la especie fue detectada se mantuvo el número de individuos predicho (recuérdese que se han prospectado cuatro celdas de  $1 \times 1$  km invirtiendo unas cinco horas por UTM de  $5 \times 5$  km y se han añadido las citas de Ornitho

Espezieak / Especies	$N_{\text{reala}} / N_{\text{real}}$	$N_{\text{iragarriak}} / N_{\text{predichos}}$	$R^2$ OOB
<i>Aegithalos caudatus</i>	292	317	0,26
<i>Alauda arvensis</i>	178	175	0,75
<i>Alectoris rufa</i>	72	79	0,97
<i>Anthus campestris</i>	18	19	0,82
<i>Anthus spinoletta</i>	48	45	0,94
<i>Anthus trivialis</i>	229	244	0,36
<i>Apus apus</i>	1428	1498	0,42
<i>Buteo buteo</i>	101	106	0,70
<i>Calandrella brachydactyla</i>	40	34	0,95
<i>Carduelis carduelis</i>	696	715	0,66
<i>Certhia brachydactyla</i>	334	343	0,71
<i>Cettia cetti</i>	115	112	0,76
<i>Chloris chloris</i>	465	472	0,90
<i>Cisticola juncidis</i>	52	53	0,57
<i>Columba livia</i>	520	523	0,32
<i>Columba palumbus</i>	498	523	0,93
<i>Corvus corax</i>	40	43	0,17
<i>Corvus corone</i>	848	873	0,78
<i>Coturnix coturnix</i>	144	145	0,83
<i>Cuculus canorus</i>	434	444	0,90
<i>Curruca iberiae</i>	22	22	0,73
<i>Curruca communis</i>	26	27	0,46
<i>Curruca melanocephala</i>	66	71	0,88
<i>Curruca undata</i>	23	25	0,17
<i>Cyanistes caeruleus</i>	483	500	0,69
<i>Delichon urbicum</i>	237	245	0,03
<i>Dendrocopos major</i>	198	207	0,64
<i>Dendrocoptes medius</i>	16	15	0,71
<i>Dryocopus martius</i>	18	18	0,36
<i>Emberiza calandra</i>	377	389	0,91
<i>Emberiza cia</i>	12	13	0,86
<i>Emberiza cirrus</i>	334	341	0,97
<i>Emberiza citrinella</i>	54	58	0,44
<i>Erithacus rubecula</i>	1566	1577	0,55
<i>Falco tinnunculus</i>	32	34	0,73
<i>Fringilla coelebs</i>	1994	2014	0,87
<i>Galerida cristata</i>	28	27	0,90
<i>Galerida theklae</i>	8	9	0,95
<i>Garrulus glandarius</i>	207	214	0,79
<i>Hippolais polyglotta</i>	326	329	0,94
<i>Hirundo rustica</i>	323	356	0,79
<i>Jynx torquilla</i>	10	10	0,30
<i>Lanius collurio</i>	91	99	0,58
<i>Linaria cannabina</i>	485	500	0,80
<i>Lophophanes cristatus</i>	169	177	0,63
<i>Loxia curvirostra</i>	10	9	0,76
<i>Lullula arborea</i>	106	107	0,84

Espezieak / Especies	$N_{erreal} / N_{real}$	$N_{iragarriak} / N_{predichos}$	$R^2$ OOB
<i>Luscinia megarhynchos</i>	90	89	0,88
<i>Merops apiaster</i>	74	71	0,92
<i>Milvus migrans</i>	124	126	0,29
<i>Monticola saxatilis</i>	7	6	0,85
<i>Motacilla alba</i>	130	141	0,48
<i>Motacilla cinerea</i>	18	19	0,43
<i>Motacilla flava</i>	80	82	0,78
<i>Muscicapa striata</i>	32	37	0,24
<i>Oenanthe hispanica</i>	6	5	0,90
<i>Oenanthe oenanthe</i>	24	24	0,79
<i>Oriolus oriolus</i>	52	53	0,96
<i>Parus major</i>	890	902	0,65
<i>Passer domesticus</i>	2187	2253	0,81
<i>Periparus ater</i>	242	252	0,78
<i>Petronia petronia</i>	42	42	0,91
<i>Phoenicurus ochruros</i>	171	180	0,64
<i>Phylloscopus bonelli</i>	234	246	0,82
<i>Phylloscopus collybita/ibericus</i>	649	659	0,58
<i>Phylloscopus ibericus</i>	565	579	0,54
<i>Pica pica</i>	165	163	0,77
<i>Picus sharpei</i>	240	244	0,76
<i>Poecile palustris</i>	97	104	0,56
<i>Prunella collaris</i>	8	6	0,90
<i>Prunella modularis</i>	243	247	0,64
<i>Ptyonoprogne rupestris</i>	34	32	0,20
<i>Pyrrhonorax graculus</i>	36	33	0,95
<i>Pyrrhonorax pyrrhonorax</i>	140	142	0,72
<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	148	154	0,77
<i>Regulus ignicapilla</i>	462	474	0,79
<i>Saxicola rubicola</i>	422	438	0,42
<i>Serinus serinus</i>	491	507	0,90
<i>Sitta europaea</i>	221	224	0,81
<i>Streptopelia decaocto</i>	91	102	0,72
<i>Streptopelia turtur</i>	50	47	0,95
<i>Sturnus unicolor</i>	530	553	0,30
<i>Sylvia atricapilla</i>	1734	1744	0,88
<i>Sylvia borin</i>	38	38	0,52
<i>Troglodytes troglodytes</i>	1444	1450	0,57
<i>Turdus merula</i>	1889	1912	0,77
<i>Turdus philomelos</i>	784	794	0,81
<i>Turdus viscivorus</i>	115	123	0,59
<i>Upupa epops</i>	34	33	0,59

4. taula. 500 m-ko luzerako 464 trantsektuetan 30 minutuz eta bi errepikapenekin jardunda detektatutako banakoen kopurua ( $N_{erreal}$ ) eta RRF ereduak 89 espezieetan iragarritako banakoen kopurua ( $N_{iragarriak}$ ).  $R^2$  OOB estatistikoak kuantifikatzen du modelizazioan erabili ez diren trantsektuetan detektatutako hegazti-kopuruaren eta iragarritakoaren arteko loturaren indarra.

Tabla 4. Número de individuos detectados en 464 transectos de 500 m de longitud, con dos repeticiones, durante 30 minutos ( $N_{real}$ ) y número de individuos predichos ( $N_{predichos}$ ) por los modelos RRF en 89 especies. El estadístico  $R^2$  OOB cuantifica la intensidad de la relación entre el número de aves detectadas y predichas en transectos que no son utilizados en la modelización.

gainera, Ornitho Euskadiko aipamenak gehitu direla). Espeziea benetan behatu ez bazen, presentzia-probabilitateko ereduaren arabera bertan egoteko probabilitatea %90etik gorakoa izateko eskatu zen; horrelakoetan, RRF ereduak iragarritako hegazti-kopurua mantendu zen. Presentzia-probabilitatea %90etik beherakoa bazen, baina %67tik gorakoa, egiaztatu zen ea 5x5 km-ko UTM gelaxkak betetzen ote zituen RRF ereduaren aldagai garrantzitsuenek emandako espeziearen habitat-lehentasanen irizpideak (adibidez, mendi-tuntunaren kasurako, 750 m-tik gorako altituden gutxienez 1 km<sup>2</sup>-ko eremua egotea harkaitzek eta larreek estalia). Ez bazen horrela, zero bakanakoren balioa esleitu zen.

### Espezieen paisaia-eskalako habitat-lehentasanak

Euskadiko 1x1 km-ko gelaxka guztietan modelizatutako 89 hegazti-espezieen dentsitatea iragarri zuten RRF ereduak. Espezie bakoitzetik, iragarritako dentsitate handieneko (zero balioa izan gabe) 1x1 km-ko gelaxken %5 (banakoak/km<sup>2</sup>) hautatu zen. Hautatutako gelaxka horietarako, ingurumen-ezaugarriak lortu eta haien batezbestekoak eman ziren, era horretan espezie bakoitzak ugaritasunik handieneko egoeretan zituen ingurumen-lehentasanak ezartzeko. Ingurumen-ezaugarri horien balioak alderatu egin ziren aztertutako eremu osoko 7514 km<sup>2</sup>-ko batez besteko balioekin (hau da, lurraldeko batez besteko ingurumen-erabilgarritasunarekin).

Ingurumen-egoera horiek espezie bakoitzerako egokientzat har daitezke, habitat-lehentasanak eta giza inpaktuari emandako erantzuna kontuan hartuta. Ingurumen-ezaugarriak 1x1 km-ko gelaxken gainean ezartzen direnez, benetan definitzen dituzte paisaia-eskalako ingurumen-lehentasanak. Kontuan hartu behar da habitatak oso zatikatuta daudela faktore hauen ondorioz: altitude-gradienteak, efektu edafikoak eta orografikoak, eta jarduera antropikoaren ondoriozkoak (populazioa, nekazaritza-erabilerak, basoustategiak, komunikazio-bideak). Hegaztien ugalketa-garaiko habitat-lehentasanak behar bezala deskribatu eta kuantifikatu dira aurretik egindako lan ornitologikoetan<sup>[6,24,50,51]</sup>. Horregatik, paisaia-eskalara egindako hurbilketa horrek informazioa ematen du espezie bat lurraldean egotea probableago bilakatzen duen habitaten konbinaketari buruz. Hori bereziki garrantzitsua da bi arrazoiengatik. Lehenik eta behin, ornitologoari eskaintzen dio mosaiko itxurako paisaia heterogeneoan hegaztiak duten batez besteko ugaritasunaren ikuspegi espazial bat –hain zuzen ere, hori da, landara joaten garenean sarritan ikusten dugun paisaia, habitat desberdinak dituzten lursail ugariz osatutakoa–. Bigarrenik, kontuan hartzen du hegazti-espezie gehienak ez direla habitat-mota bakar bateko espezialistak (estenoikoak; adibidez, mendi-tuntuna, okil ertaina); aitzitik, habitat horietako batzuk har ditzakete (eurioikoak), eta, beraz, habitat-nahasketa jakin batzuek tokiko ugaritasuna maximizatzen lagun dezakete.

Espezie bat ugariagoa den altituden balioak (ertainak, minimoak eta maximoak) eta aztertzen ari garen eskualde osokoak alderatzeak ingurumen-hautaketaren neurri bat ematen du. Zenbat eta alde handiagoa izan lehentasunez

Euskadi). Si la especie no fue realmente observada, se recurrió a que su probabilidad de existencia derivada de los modelos de probabilidad de presencia fuese mayor del 90%; en este caso se mantenía el número de aves predichas por los modelos RRF. Si la probabilidad de ocurrencia era menor del 90%, pero mayor del 67%, se recurrió a constatar si la cuadrícula UTM de 5x5 km cumplía con los criterios de preferencias de hábitat de la especie proporcionados por las variables más importantes en los modelos RRF (e. g., presencia de al menos 1 km<sup>2</sup> de terreno por encima de 750 m de altitud cubiertos por roquedos y pastizales para el caso del acentor alpino). Si este no era el caso, se asignaba el valor de cero individuos.

### Preferencias de hábitat a escala de paisaje de las especies

Los modelos RRF predijeron la densidad de cada una de las 89 especies de aves modelizadas en todas las celdas de 1x1 km de Euskadi. De cada una de las especies se seleccionó el 5% de las celdas de 1x1 km con mayor densidad predicha que no fuese cero (expresada en individuos/km<sup>2</sup>). Para esas celdas seleccionadas se obtuvieron sus características ambientales y fueron promediadas para establecer las preferencias ambientales de cada una de las especies en las situaciones en que su abundancia era máxima. Los valores de estos rasgos ambientales fueron comparados con los valores medios de los 7514 km<sup>2</sup> de toda el área de estudio (i. e., disponibilidad ambiental territorial promedio).

Estas situaciones ambientales pueden valorarse como las más idóneas para cada una de las especies, considerando sus preferencias de hábitat y respuesta al impacto humano. Al establecerse sobre celdas de 1x1 km, realmente definen las preferencias ambientales a escala de paisaje en un territorio en el que los hábitats están muy fragmentados como consecuencia del gradiente altitudinal, efectos edáficos y orográficos, y de carácter antrópico (poblamiento, usos agrícolas, explotaciones forestales, vías de comunicación). Las preferencias de hábitat de las aves durante el periodo reproductor ya han sido suficientemente descritas y cuantificadas en trabajos ornitológicos previos<sup>[6,24,50,51]</sup>. Por ello, esta aproximación a escala de paisaje informa acerca de la combinación de hábitats que hace más plausible que una especie esté presente en el territorio. Esto es especialmente relevante por dos motivos. En primer lugar ofrece al/la ornitólogo/a una perspectiva espacial de la abundancia promedio de aves, en un paisaje heterogéneo en mosaico, compuesto por numerosas parcelas con hábitats diferentes, que es lo que en realidad a menudo observamos cuando vamos al campo. En segundo lugar, tiene en cuenta que la mayoría de las especies de aves no son especialistas de un solo tipo de hábitat (estenoicas; e. g., acentor alpino, pico mediano), sino que pueden ocupar varios de ellos (eurioicas), de manera que determinadas mezclas de hábitats pueden contribuir a maximizar la abundancia local.

La comparación de los valores de altitudes (medias, mínimas y máximas) donde una especie es más abundante, frente a los de toda la región de estudio, proporciona una medida de selección ambiental. A mayor diferencia entre

erabilitako altitudeen eta lurraldean dagoen altitude-aukeraren artean (hurrenez hurren, aztertutako espezieen irudi guztietan barra berdeak eta barra grisak), orduan eta menditarragoa izango da (erabilitako altitudea > altitude-aukera bada) edo muinoei lotuagoa (erabilitako altitudea < altitude-aukera bada). Gauza bera esan daiteke 11 habitat-mota nagusien estaldura-ehunekoen erabilerearen eta aukeraren arteko alderaketari buruz. Aukeraren eta erabilerearen ehunekoak berdinak badira, bien arteko zatidurak bateko balioa ematen du; ez hautatzearen adierazlea da hori. Habitat jakin baten estaldura %27koa bada lurraldean, eta espeziea ugarien den 1x1 km-ko gelaxketan %62ko erabilereara iristen bada, ingurune horren aldeko lehenespen handia du espezieak; izan ere, bi balioen arteko zatidura > 1 da ( $62/27 = 2,3$ ). Eta, alderantziz, aukera-portzentajea handia bada (adibidez, %26) eta erabilereak txikia (adibidez, %3), orduan zatidura bateko balioa baino txikiagoa da eta habitat horrekiko arbuio edo hautespen nega-tiboa adierazten du ( $3/26 = 0,12$ ). Amaitzeko, kontuan izan behar da paisaiaren konfigurazioak baterako aldaketak ekartzen dituela habitat-mota ezberdinen artean. Esate baterako, Arabako eskualde supramediterraneoan, haren alderdirik baxuenetako nekazaritza- eta abeltzaintza-izaerako habitata lotuta daude mendi-hegaletan artadiak edo mendi-mota mediterranea egotearekin. Erabilera/ aukera > 1 izateak ez du adierazten habitat horren aldeko hautapen positiboa egin dela, baizik eta mosaiko-itxurako paisaia-mota jakin bat hobesten dela (hau da, altitude-efektuak eta efektu antropikoak direla eta, lurraldean ez dira habitat-mota bakarrek hedadura handiak nagusitzen, 1 km<sup>2</sup>-ko eskalan, haietako batzuen nahasketa baizik). Erabilera-barren luzera vs. aukera bisualki baloratzean, erabilera- edo aukera-estaldura handiena duten habitat-motak azpimarratu behar dira (adibidez, > %20), era horretan habitat-hautapenaren eredu argiak lortzeko.

### Eskualdeko populazio-tamainen estimazioak

500 m-ko trantsektu bakoitzeko banakoen batez besteko kopuruen balioekin (gogoan izan trantsektu bakoitza bi aldiz egin zela), aztertutako eskualdeko 89 hegazti-espezieetako bakoitzaren batez besteko ugaritasuna lortu zen. Horretarako erabilitako kalkulu-prozeduraren funtsa hau da: lortutako 500 m-ko 464 ibilbide linealen ordezkapen bidezko laginketa, 20000 aldiz errepikatua (*bootstrapping*)<sup>[67]</sup>. Ausazko laginketa-prozesu bakoitzean ausaz hautatu ziren, %95eko konfiantza-tartean barruan, zentsu-distantzia eraginkorraren balioak (ZDE), eta balio horrekin dentsitatea estimatu zen. Dentsitate hori IBaren balioarekin biderkatu zen. Balio horrek kontuan hartzen ditu detekzio-probabilitatean gertatzen diren sexuen arteko aldeak, emeen kopurua azpiestimaten baita (ikus 'Sexuen arteko detekzio diferentzialerako probabilitatearen zuzenketa' azpiatala). Balio horietatik abiatuta, ordezkapen bidez lagindutako 464 trantsektuen datuekin, eskualdeko batez besteko dentsitatea kalkulatu zen, hegazti/km<sup>2</sup>-tan adierazia. Prozesu hori 20000 aldiz errepikatu ondoren, balio horien batezbesteko osoa eta %95 eko konfiantza-tartea lortu ziren; halaber, dentsitate txikien %2,5 eta handien %2,5 baztertu egin ziren (pertzentilen metodoaren arabera).

el uso preferente (barras verdes en todas las figuras de las especies analizadas) y la disponibilidad de altitudes en el territorio (barras grises), más carácter montano (si altitud de uso > altitud disponible) o más colino (altitud de uso < altitud disponible). Lo mismo puede decirse de la comparación entre uso y disponibilidad para los porcentajes de cobertura de los 11 tipos de hábitat principales. Si los porcentajes de disponibilidad y de uso son idénticos, el cociente de ambos proporciona el valor uno, indicativo de ausencia de selección. Si la cobertura de un tipo concreto de un hábitat en el territorio es 27% y alcanza el 62% en las celdas de 1x1 km donde la especie tiene sus mayores abundancias, su preferencia por ese medio es alta, ya que el cociente entre ambos valores es > 1 ( $62/27 = 2,3$ ). Y, a la inversa, si el porcentaje de disponibilidad es grande (e. g., 26%) y el de uso pequeño (e. g., 3%), entonces el cociente es menor que el valor uno e indica rechazo o selección negativa por ese hábitat ( $3/26 = 0,12$ ). Para terminar, téngase en cuenta que la configuración del paisaje 'arrastra' co-variaciones entre diferentes tipos de hábitats. Por ejemplo, en la región supra-mediterránea alavesa, los hábitats de carácter agropecuario en las zonas de valle más bajas van ligados a la ocurrencia de encinares o monte mediterráneo en las laderas. Un cociente uso / disponibilidad > 1 no es indicativo de la selección positiva por ese hábitat, sino de una preferencia por un cierto tipo de paisaje en mosaico (i. e., en el territorio no predominan grandes extensiones de un solo tipo de hábitat u otro a escala de 1 km<sup>2</sup>, sino la mezcla de varios de ellos por efectos altitudinales y antrópicos). Estas valoraciones visuales de la longitud de las barras de uso vs. disponibilidad deben poner el énfasis en los tipos de hábitat que tengan mayor cobertura de uso o disponibilidad (e. g., >20%), para obtener patrones claros de selección de hábitat.

### Estimas de tamaños de población regionales

Con los valores del número medio de individuos por transecto de 500 m de longitud (se recuerda que cada transecto fue realizado en dos ocasiones) se obtuvo la abundancia media para cada una de las 89 especies de aves de la región de estudio utilizando un procedimiento de cálculo basado en el muestreo con reemplazo, repetido 20000 veces, de los 464 recorridos lineales de 500 m de longitud obtenidos (*bootstrapping*)<sup>[67]</sup>. En cada uno de los procesos de muestreo aleatorio se seleccionaron al azar, dentro de los intervalos de confianza al 95% de los valores de distancia eficaz de censo (DEC), un valor con el que se estimó la densidad. Esa densidad se multiplicó por el valor de IMF que considera las diferencias intersexuales en la probabilidad de detección, sub-estimando el número de hembras (ver sub-apartado de la corrección de la probabilidad de detección diferencial entre sexos). Con esos valores se estimó una densidad media regional, expresada en aves/km<sup>2</sup>, con los datos de los 464 transectos muestreados con reemplazo. Tras repetir este proceso 20000 veces se obtuvo la media total de esos valores, y su intervalo de confianza al 95%, descartando el 2,5% de las menores densidades y el 2,5% de las mayores (i. e., método de

Eskualdeko batez besteko dentsitatea, bai eta goiko eta beheko konfiantza-mugak ere, aztertutako eskualde osoko azalerarekin biderkatu ziren; horrela, biztanleriaren batez besteko tamaina eta aldakuntza-tartea lortu ziren.

Aurrez lortutako estimazioak egokiak dira, baldin eta soilik baldin eta 464 trantsektuen laginak perfektuki adierazten badu aztertutako eskualdeko habitat-aukera. Ez bada hala, populazio-tamainaren estimazioak habitat baterantz edo gainordezkatuta dagoen beste baterantz alboratuta egon daitezke. Efektu hori kontrolatzeko, kuantifikatu zen aztertutako eskualde osoan 14 habitat-mota nagusiek estaltzen duten eremuaren proportzioa, bai eta haien proportzioa ere trantsektuak egindako 1×1 km-ko 464 gelaxketan (3. taula). Habitat bakoitzerako balio-bikote horietatik abiatuta –eremu erabilgarriaren eta lagindutakoaren arteko proportzioa kuantifikatzen dute–, pisuak kalkulatu ziren, haiek haztatzeko, eta era horretan laginketa-alborapena zuzentzeko. Esate baterako, Euskadin baso hostoerorkorren estaldura %24,6koa da, eta lagindutako 464 gelaxketan, berriz, %23,8koa; hau da, oso antzeko balioak, nahiz eta habitat-mota hori zertxobait azpiordezkatua laginean. Alborapen arin hori zuzentzeko, habitat-mota horri 1,034ko pisua eman zitzaion laginean. Aldiz, larreak gainordezkatu egin ziren laginean: haien estaldura handiagoa izan zen, aztertutako eskualdean erabilgarri zegoena baino (%3,9 eta %2,8, hurrenez hurren); ondorioz, habitat horri 0,700eko pisua eman zitzaion.

Aipatutako pisuak eta trantsektuak egindako 1×1 km-ko gelaxketako 14 habitat nagusien estaldurak kontuan hartuta, trantsektu bakoitzaren azken pisua kalkulatu zen laginean. Trantsektuen pisuen batura eta egindako trantsektuen kopurua berdinak izan ziren ( $n = 464$ ). Pisu horiek lehen deskribatutako *bootstrapping* prozesuan aplikatu ziren.

percentiles). La densidad media regional, así como sus límites de confianza superior e inferior, fueron multiplicados por la superficie de toda la región de estudio para obtener el tamaño medio de población y su rango de variación.

Las estimas anteriormente obtenidas son adecuadas si, y sólo si, la muestra de los 464 transectos representa perfectamente bien la disponibilidad de hábitats en la región de estudio. Si no es así, las estimas de tamaño de población pueden estar sesgadas hacia un hábitat u otro sobre-representado en la muestra. Para controlar este efecto se cuantificó la proporción de la superficie de toda la región de estudio cubierta por los 14 principales tipos de hábitat, y la proporción de ellos en las 464 celdas de 1×1 km donde fueron realizados los transectos (Tabla 3). A partir de esos pares de valores para cada hábitat que cuantifican la proporción de superficie disponible y muestreada se calcularon pesos que los ponderaban para corregir el sesgo de muestreo. Así, por ejemplo, la cobertura de bosques caducifolios en Euskadi es del 24,6%, mientras que en las 464 cuadrículas muestreadas fue del 23,8%; esto es, valores muy parecidos, aunque ese tipo de hábitat está ligeramente infra-representado en la muestra. Para corregir este leve sesgo, a ese tipo de hábitat en la muestra se le asignó un peso de 1,034. Sin embargo, los pastizales fueron sobre-representados en la muestra, ya que su cobertura fue mayor que la disponible en la región de estudio (3,9% frente a 2,8%, respectivamente); por tanto, a este hábitat se le asignó un peso de 0,700.

Considerando los pesos mencionados, y las coberturas de los 14 hábitats principales en las celdas de 1×1 km donde fueron realizados los transectos, se calculó el peso final de cada transecto en la muestra. La suma de pesos de los transectos fue idéntica al número de transectos realizados ( $n = 464$ ). Esos pesos fueron aplicados en el proceso de *bootstrapping* anteriormente descrito.

JUAN ARIZAGA, MAITE LASO, JAVIER RODRÍGUEZ-PÉREZ, OLATZ AIZPURUA, LUIS M. CARRASCAL

ESPEZIEEN FITXAK

FICHAS DE ESPECIES



# ESPEZIEEN FITXEN INTERPRETAZIOA

## INTERPRETACIÓN DE FICHAS DE ESPECIES

**Laburpena euskaraz.** Gaztelaniazko testuen atal garrantzitsuenak daude laburtuta.

**Resumen euskera.** Se resumen los aspectos más relevantes de las secciones que componen los textos en español.



### Amilotx urdina

### Herrerillo común

*Cyanistes caeruleus*

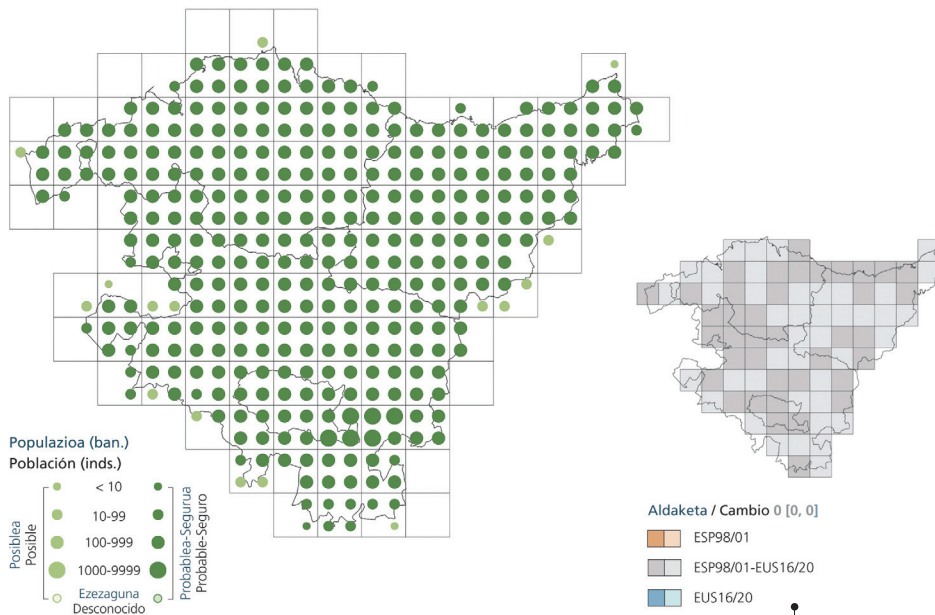
#### Distribución

Especie politípica con una amplia distribución en el Paleártico occidental, desde la costa atlántica de Europa hasta los Urales y Zagros [HBW]. En Europa está presente en prácticamente todo el continente, faltando solo en las zonas más frías de Escandinavia, Finlandia y Rusia y en Islandia [AEU2]. Especie sedentaria, si bien las poblaciones más nórdicas pueden llegar a realizar verdaderas migraciones hacia zonas con inviernos más suaves en el centro de Europa<sup>[422,423]</sup>.

La subespecie presente en Euskadi es la nominal. En principio, la población de Euskadi es sedentaria. Es una de las especies más comunes que aparece por todo el territorio. En concordancia, su probabilidad de presencia es alta para todo Euskadi, si bien alcanza valores máximos en las zonas más forestales de Araba, seguidas de buena parte de la región cantábrica. En esta región se observa una probabilidad más baja en el noreste de Bizkaia, coincidente con aquellas zonas con mayor densidad de plantaciones de eucalipto<sup>[256]</sup>. La probabilidad de presencia es mínima en determinadas zonas de la costa, las cotas más elevadas de Aralar y otras zonas montañosas y Rioja Alavesa.

El área de distribución de la especie no ha cambiado respecto al atlas de 2003 [AES2].

Euskadin subespezie nominala bizi da. Sedentarioa da, lurraldeko espezie arruntenetako bat, nonahi ageri baita. Basoko paridoa da, eta baso hostoerokorrak lehenesten ditu; konifero-basoak ez ditu gustuko. Hiriguneetako lorategi eta parkeetan oso ohikoa da. Hegazti troglodita da. Euskadin 130000 ale inguru daude, eta populazioak joera egonkorra du (1998-2020). Euskadin katalogatu gabe dago. Kontserbazio-egoera ona da.



246 EUSKADI Hegazti habiagileen Atlas / Atlas de aves nidificantes

**Espeziearen izena euskaraz eta gaztelaniaz, eta izen zientifikoa.**

Euskarazko izenak Euskal Batzorde Ornitologikoaren Euskadiko hegaztien zerrendatik hartuak dira; gaztelaniazko izenak eta izen zientifikoak, berriz, IOCren zerrendatik hartuak.

**Nombre de la especie en euskera, español y científico.**

Los nombres en euskera siguen la lista de aves de Euskadi creada por el Comité Ornitológico de Euskadi. Los nombres en español y científico siguen la lista IOC.

**5x5 km-ko gelaxkatan behatutako presentziaren mapa.** 2016-2020 aldian lortu eta baliozkotutako iturri guztietako aipamenak ageri dira, ugalketa-ebidentzia eta populazioaren tamaina barne. Espezie guztiek dute beren mapa.

**Mapa de presencia observada en celdas de 5x5 km.** Muestra todas las citas de todas las fuentes obtenidas y validadas durante el periodo 2016-2020, incluyéndose la evidencia de reproducción y tamaño poblacional. Este mapa se ha hecho para todas las especies.

**Aldaketa-mapa, 2003ko atlasaren aldean, 10x10 km-ko gelaxkatan.** Atlas honetako espezieen presentzia (20016-2020) eta Espainiako 2003ko (1998-2001) hegazti habiagileen atlaseko espezieena daude alderatuta. Aldaketa-balioa ageri da, dagokion %95eko konfiantza-tartearekin. Balioa esanguratsua bada, letra lodiz idatzita dago. Kolore-koderako, ikus testua. Espezie guztiek dute beren mapa.

**Mapa de cambio, respecto al atlas de 2003 en celdas de 10x10 km.** Resultado de comparar la presencia de especies en este Atlas (20016-2020) con el de aves nidificantes de España de 2003 (periodo 1998-2001). Se presenta el valor de cambio acompañado de su intervalo de confianza al 95%. Cuando el valor es significativo se muestra en negrita. Para el código de colores, véase el texto. Mapa hecho para todas las especies.

**Testuak.** Mapa eta grafikoetako informazioa azaltzen eta interpretatzen dute. Lau atal dituzte: banaketa, eskakizun ekologikoak (habitata), ugaritasuna eta kontserbazioa.

**Textos.** Desarrollados para explicar e interpretar la información tanto de mapas como de gráficos. Se establecen cuatro secciones: distribución, requerimientos ecológicos (hábitat), abundancia y conservación.

**Requerimientos ecológicos**

Párido forestal con preferencia por caducifolios, que evita por tanto las masas de coníferas<sup>[424]</sup>. Este patrón general se observa, también, en Euskadi. Alcanza su óptimo en robledales maduros<sup>[425]</sup>. Al igual que otros páridos, es una especie muy habitual en jardines y parques de núcleos urbanos<sup>[58]</sup>. Se trata de un ave troglodita por lo que requiere de cavidades para la construcción de su nido; se beneficia, en consecuencia, de la colocación de cajas nido sobre todo en bosques jóvenes, plantaciones forestales, parques urbanos o jardines<sup>[426,427]</sup>.

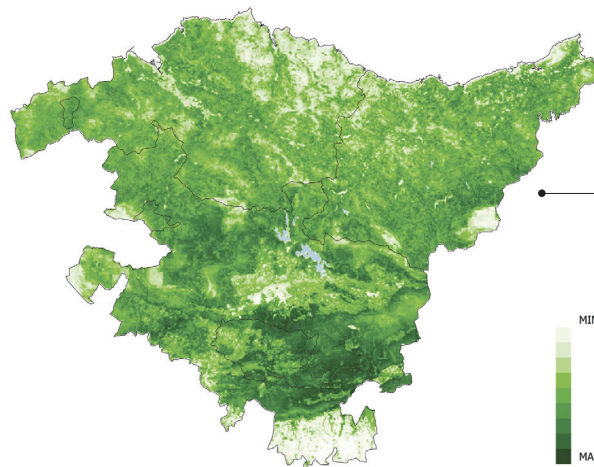
**Abundancia**

En Euskadi, la población se estima en 130000 inds. (rango: 98000-180000 inds.). En aquellas celdas UTM de 1 km<sup>2</sup> en las que alcanza densidades máximas se estiman valores de unos 50 inds./km<sup>2</sup>. Son celdas ubicadas en la zona mediterránea, a 650-850 m de altitud, con una cobertura de un 85% de masa forestal (76% de caducifolios). La tendencia de la población en Euskadi (periodo 1998-2020) es estable<sup>[17]</sup>.

**Conservación**

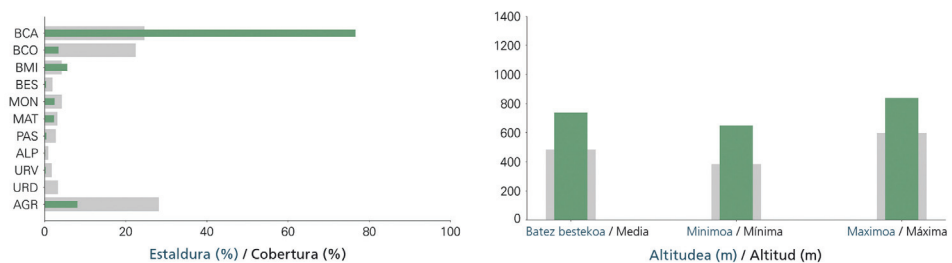
Especie no amenazada a escala global [IUCN] ni estatal [LRAE]. No catalogada en Euskadi [CVEA]. Actualmente es una especie muy común, tanto numéricamente como espacialmente, por lo que su estado de conservación en el territorio es favorable. No se detectan amenazas que pudieran comprometer este estado de conservación. No obstante, la especie se rarifica en plantaciones forestales de exóticas<sup>[24]</sup>, particularmente en eucaliptales<sup>[374]</sup>, lo cual se pone de manifiesto en el mapa de probabilidad de presencia. Presenta un éxito reproductor mayor en bosques maduros<sup>[428]</sup>, posiblemente porque este tipo de bosques ofrece mayor número de oquedades adecuadas para la reproducción y presas. Por lo tanto, la colocación de nidales en bosques jóvenes o manejados es una medida compensatoria a corto y medio plazo<sup>[429]</sup>, aunque esta práctica no está exenta de posibles efectos adversos sin el seguimiento adecuado<sup>[430,431]</sup>.

PABLO SALMÓN



**Banaketa modelizatuaren mapa.** Espezieiak lurraldean duen presentzia-probabilitate erlatiboa adierazten du, 250x250 m-ko gelaxkako eskalan. Mapa hori datu nahikoa bildutako espezieek bakarrik dute.

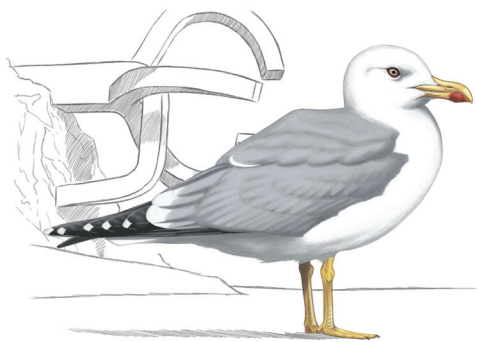
**Mapa de distribución modelizada.** Indica la probabilidad relativa de presencia de la especie en el territorio, a escala de celdas de 250x250 m. Este mapa sólo se ha calculado para aquellas especies con una cantidad suficiente de datos.



Sarrera / Introducción 247

**Habitat- eta altitude-lehenespenen grafikoak.** Adierazten dituzte, batetik, Euskadiko habitat-erabilgarritasuna eta batez besteko altitudearen eta altitude minimo eta maximoaren banaketa (barra grisak); eta bestetik, espezieen banaketa (barra berdeak). Beraz, barren luzeraren arteko aldeak habitat-erabileraren eta altitudearen lehenespenak adierazten ditu.

**Gráficos de preferencias de hábitat y altitud.** Muestran la disponibilidad de hábitat y distribución de la altitud media, mínima y máxima en Euskadi (barras grises) y la distribución de las especies (barras verdes), de tal modo que la diferencia en la longitud de las barras indica preferencias en el uso del hábitat y altitud.



# Kaio hankahoria

## Gaviota patiamarilla

*Larus michahellis*

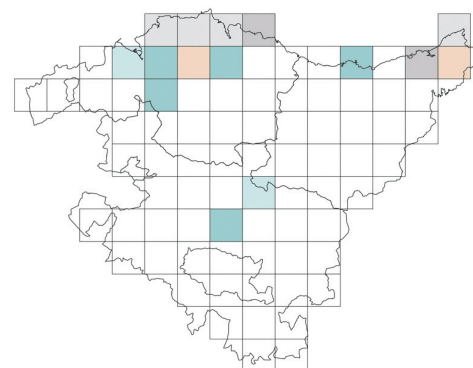
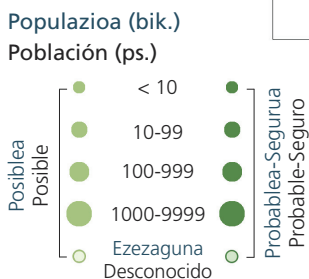
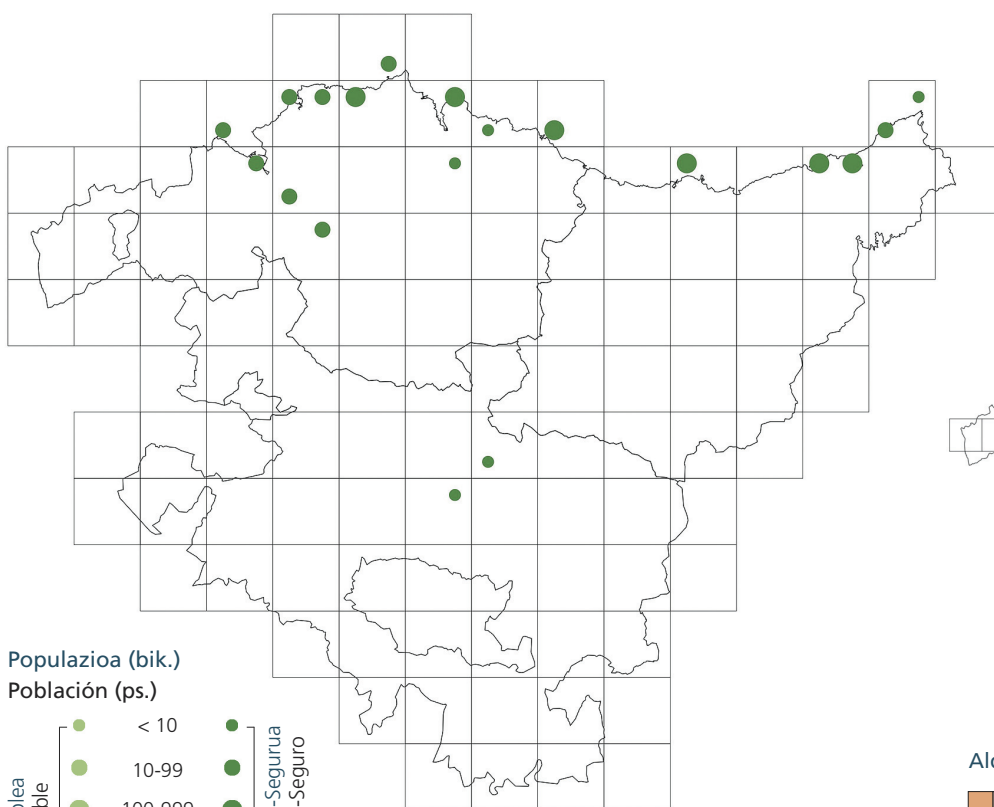
### Distribución

Especie politípica, es la gaviota más común del Paleártico sudoccidental<sup>[173]</sup>. Su área de distribución abarca el Mediterráneo, Europa occidental y la Macaronesia [HBW]. De origen circummediterráneo, colonizó Centroeuropa y el oeste de Francia durante los últimos años del pasado siglo<sup>[176,177]</sup>. En cuanto a movimientos, su comportamiento varía entre sedentario y parcialmente migratorio<sup>[178,179]</sup>.

En Euskadi cría la subespecie *L. m. lusitanicus*<sup>[173]</sup>, sedentaria, cuya área de distribución abarca la región cantábrica (las colonias más orientales se situarían en el suroeste de Francia), Galicia y costa portuguesa hasta, posiblemente, Gibraltar, donde contactaría con la subespecie nominal. En Euskadi cría comúnmente en colonias a lo largo de la costa y, en escaso número, en los humedales del interior de Araba. El mapa indica, exclusivamente, puntos de cría. Fuera de las colonias, se observa en buena parte del territorio, sobre todo en la costa y en embalses, ríos amplios y vertederos. En verano se observa también en prados, particularmente en la región cantábrica, en donde busca invertebrados<sup>[180]</sup>.

El área de distribución de la especie aumenta en relación a la reportada. a la reportada en el atlas de 2003 [AES2]. No obstante, ha desaparecido de varios puntos de la costa en donde había colonias importantes (>100 ps.), a la vez que ha colonizado otras zonas, sobre todo núcleos urbanos en el Gran Bilbao.

Euskadin *L. m. lusitanicus* subespeziea umatzen da. Sedentarioa da, eta banaketa-eremuak eremu kantauriarra hartzen du. Normalean koloniak osatzen dituzte. Lurraldean leku askotan dago, batez ere kostan eta urtegi, ibai zabal eta zabortegietan. Substratu arrokatsuetan umatzen da, eta baita eraikinetan eta Araba barrualdeko bi hezegunetan ere. 2021ean 1861 bikote inguru zeuden, baina populazioa behera egiten ari da: urtetik urtera % 4, batez beste. Gainbehera horrek zabortegien itxierarekin du zerikusia. Euskadin katalogatu gabe dago.



### Aldaketa / Cambio 381 [7, 756]



### Requerimientos ecológicos

En general, se reproduce tanto en islas como en cantiles costeros, así como marismas y núcleos urbanos<sup>[173]</sup>. En Euskadi cría mayoritariamente en sustrato rocoso, tanto en islas como en la costa; pero también en edificios y en dos humedales del interior de Araba (Salburua y Uribarri-Ganboa). Cabe destacar que la población asociada a núcleos urbanos en Euskadi es pequeña (en la actualidad se situaría en torno a 200 ps., el 10% de la población). Fuera de las colonias explora diversos hábitats en busca de alimento<sup>[180,181]</sup>, tales como puertos, vertederos, núcleos urbanos, prados, playas, estuarios o ríos. Tras alimentarse, tiende a concentrarse para acicalarse en ríos, embalses, playas y cubiertas de pabellones industriales.

### Abundancia

El tamaño de la población en la costa de Euskadi en 2021 se estimó en 1861 ps. a las que habría que añadir las escasas parejas que crían en Araba (insignificantes desde un punto de vista poblacional).

La población ha evolucionado desde una media de 4200 ps. en la década de 2000 a las 1861 ps. censadas en 2021, lo que representa un declive de un 56%. Nótese, no obstante, que algunas pequeñas colonias del entorno del estuario del Nervión (Bilbao, Sestao, Muskiz) no han podido ser censadas, por lo que la cifra sería ligeramente mayor. En conjunto, la tendencia de la población durante el periodo 2000-2021 es significativamente negativa, con un descenso medio anual de un 4%. Regionalmente, no obstante, observamos una

diferencia muy notable ya que mientras que en Gipuzkoa la población ha disminuido un 6%, en Bizkaia el declive acumulado durante el periodo 2000-2021 alcanza un 82%.

### Conservación

Especie no amenazada a escala global [IUCN] ni estatal, si bien en este último caso se evalúa como 'Casi Amenazada' [LRAE]. En Euskadi no está catalogada [CVEA]. Al igual que otras gaviotas, la patiamarilla es una especie que supo adaptarse bien a la explotación de recursos tróficos de origen humano, como los descartes pesqueros y residuos orgánicos procedentes de vertederos<sup>[181,185]</sup>. Actualmente, el declive de la especie se vincula, precisamente, al reajuste poblacional ante el cierre de vertederos. A futuro, es previsible que continúe tal descenso poblacional debido al cierre programado de los vertederos que aún están en activo en la región, a los que aún acuden a alimentarse las gaviotas más orientales de la costa vasca<sup>[186,187]</sup>. Así pues, debido al acusado declive poblacional, el actual estado de conservación de la especie en el territorio es desfavorable. Conviene, en este contexto, nunca intervenir en colonias ubicadas en sustrato natural y actuar, si fuera imprescindible para evitar conflictos con el ser humano, únicamente en las que se sitúan en núcleos urbanos<sup>[186,188]</sup>. Lo contrario puede conllevar resultados no deseados, tales como la creación de nuevas colonias urbanas o la expansión de las ya existentes en los propios núcleos urbanos<sup>[189]</sup>.

JUAN ARIZAGA, AITOR GALARZA, ASIER ALDALUR, ALFREDO HERRERO,  
NERE ZORROZUA, SERGIO DELGADO



# Eskinosa

## Arrendajo euroasiático

*Garrulus glandarius*

### Distribución

Especie politípica, distribuida en casi toda Europa (alcanzado el norte de Fenoscandinavia y faltando solo en Islandia y determinadas islas mediterráneas, como Baleares [AEU2]) y latitudes medias de Asia, donde llega hasta Japón [HBW]. Es un ave principalmente sedentaria que muestra movimientos divagantes fuera de la época reproductora [BWP].

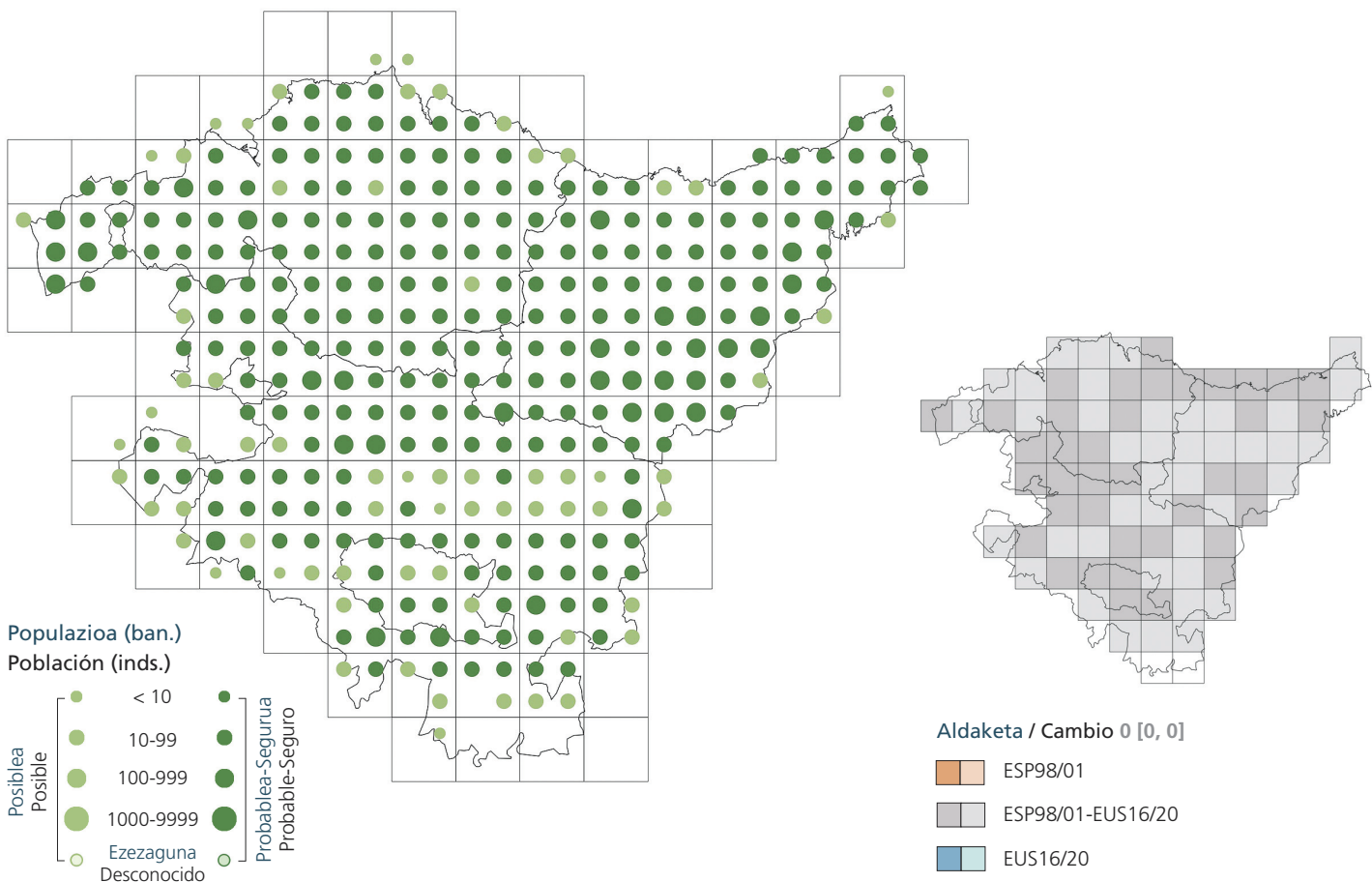
La subespecie presente en Euskadi es la nominal, distribuida en toda Europa continental [HBW]. Paseriforme ampliamente repartido en todo el territorio, habiéndose localizado en la mayor parte de celdas, con la excepción de algunas de la Rioja Alavesa y Llanada. La probabilidad de presencia es muy alta en casi todo el territorio, siendo mucho menor en los valles más urbanizados de Bizkaia y Gipuzkoa, así como las llanuras agrícolas del centro y este de Araba.

Su área de distribución no ha cambiado sustancialmente respecto al atlas de 2003 [AES2] ni al de 1982-1984 [APV1].

### Requerimientos ecológicos

Córido exclusivamente forestal, aunque generalista respecto a las especies arbóreas, siendo más abundante en bosques maduros [BWP]. En Euskadi prefiere paisajes con una gran cobertura de masas forestales donde predominen los caducifolios. Evita las áreas urbanas y las de uso predominantemente agropecuario. No muestra una clara preferencia en su distribución

Sedentario da. Euskadin *G. g. glandarius* subespezia dugu, zeina Europa kontinental osoan zabaldua baitago. Paseriforme hau lurralde osoan oso hedatuta dago, lauki gehienetan ageri da. Basoko korbidoa da, berdin dio zein zuhaitz-mota dauden. Hiriguneetatik eta nagusiki nekazaritzarako eta abeltzaintzarako erabiltzen diren eremuetatik urrun ibiltzen da. Euskadin 21000 ale inguru daude. Populazioak zer joera duen ez dakigu. Euskadin katalogatu gabe dago. Eukalipto-sailek kalte egiten diote, argi eta garbi.



altitudinal. En el área cantábrica su abundancia es mayor en pinares y bosques caducifolios, estando virtualmente ausente en eucaliptales<sup>[374]</sup>. A escala de hábitats concretos, alcanza las mayores densidades en repoblaciones maduras de pino de Monterrey y en hayedo-robleales (2-4 inds./km<sup>2</sup>)<sup>[401,402]</sup>. En quejigales alaveses, su abundancia relativa aumenta abruptamente con la de la cobertura arbórea, siendo relativamente frecuente en el robleal (26%) y bastante menos en el matorral alto (10%)<sup>[403]</sup>.

### Abundancia

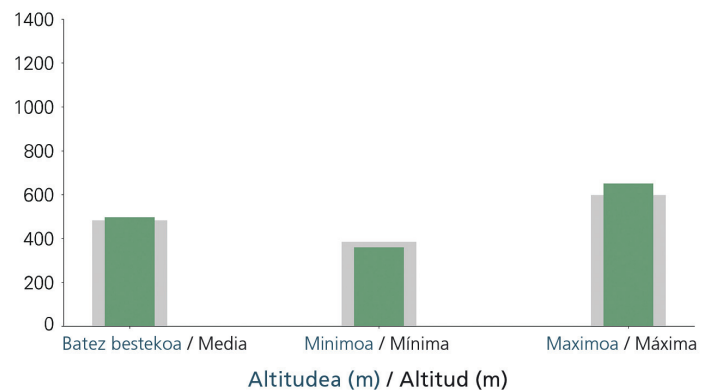
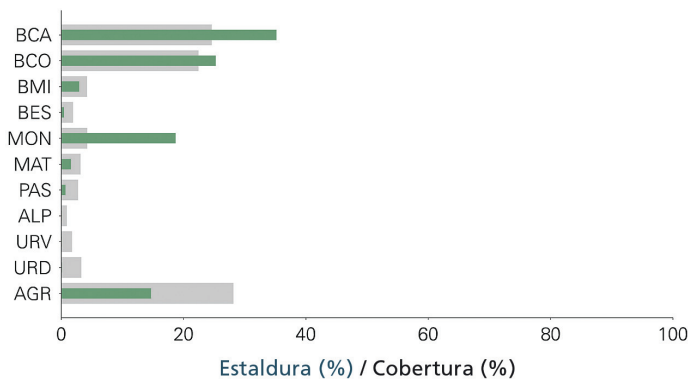
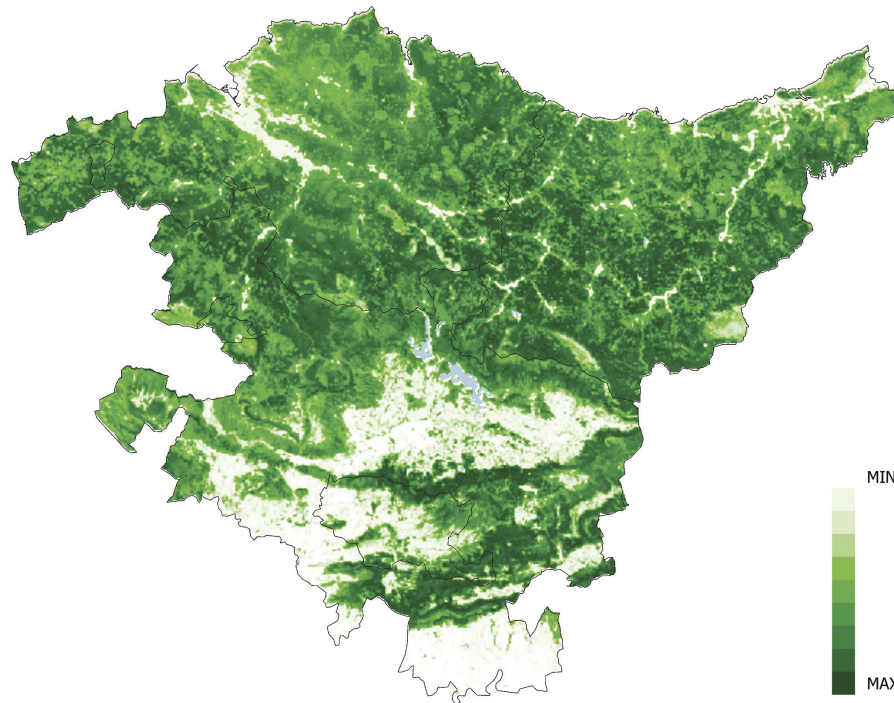
En Euskadi, la población se ha calculado en 21000 inds. (rango: 16000-27000 inds.). A escala de celdas de 1 km<sup>2</sup>, el arrendajo alcanza densidades máximas, de unos 8 inds./km<sup>2</sup>, en áreas con muy elevada cobertura de bosques y monte alto (alrededor del 80%), con preferencia por los caducifolios, en altitudes comprendidas entre los 350 y 700 m.

La tendencia de la población en Euskadi según los datos del Programa SACRE (periodo 1998-2020) es incierta<sup>[17]</sup>.

### Conservación

Especie no amenazada a escala global [IUCN] ni estatal [LRAE]. No catalogada en Euskadi. Aunque no es localmente abundante por ser un paseriforme de gran masa corporal, su preferencia por una gran variedad de áreas arboladas autóctonas, y plantaciones maduras de coníferas con regeneración de caducifolios, asegura buenos niveles poblacionales en la región, aunque sometidos a las fluctuaciones asociadas a la explotación forestal como consecuencia de la tala y repoblación de coníferas en periodos de 15-30 años. Los eucaliptales tienen un efecto negativo claro sobre la especie<sup>[374]</sup>.

LUIS M. CARRASCAL





# Etze-txinboa

## Curruca rabilarga

*Curruca undata*

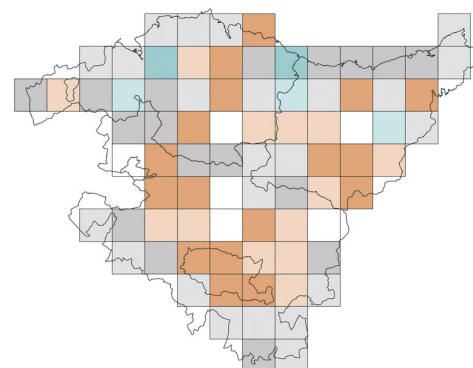
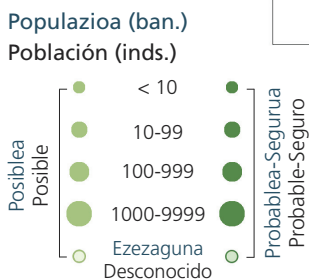
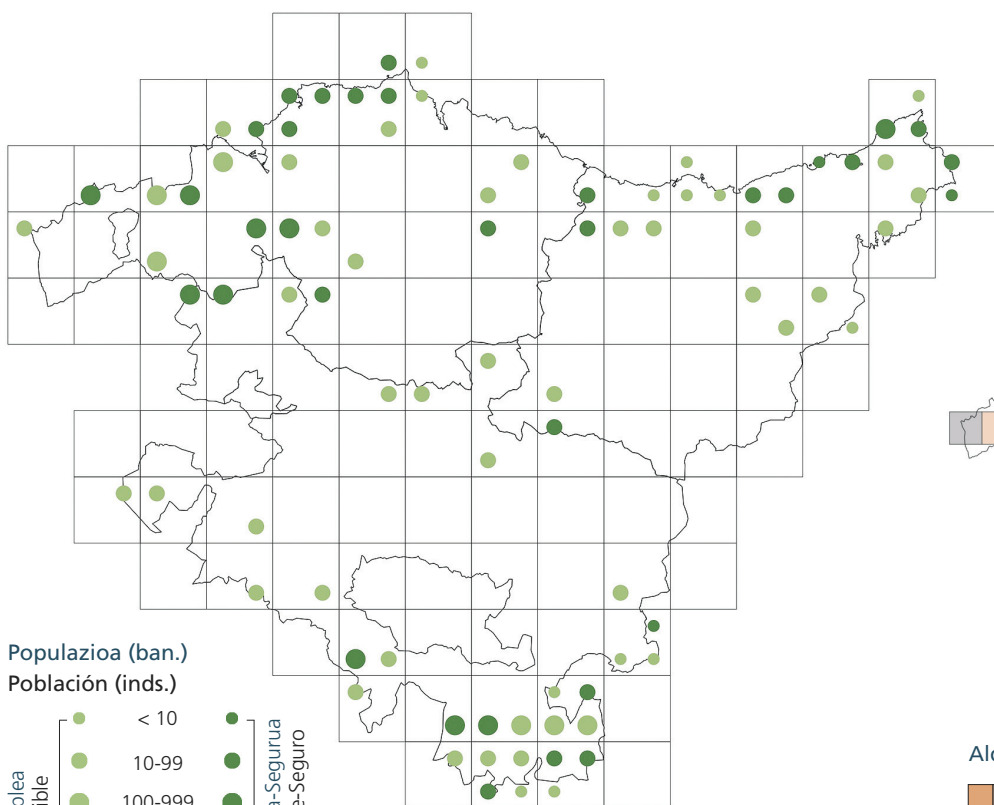
### Distribución

Especie politípica, endémica del suroeste de Europa, incluidas la península ibérica, el oeste de Francia, sur de Inglaterra, las islas del Mediterráneo occidental, partes de Italia y el sector más septentrional del Magreb [HBW]. Principalmente sedentaria, aunque algunas poblaciones pueden migrar en invierno al Magreb [BWP].

La subespecie nominal aparece en toda Europa pero es sustituida por *C. u. dartfordiensis* en Inglaterra, el oeste de Francia y el norte de España [HBW], por lo que en Euskadi se podrían solapar las dos subespecies. Paseriforme escasamente distribuido y disperso en el territorio, que ocupa las zonas más cercanas a la costa y el sur de Araba, donde su probabilidad de presencia alcanza los valores más altos. Su escasez local, combinada con una baja detectabilidad, han contribuido con toda seguridad a que no se haya observado en celdas de 5x5 km en las que la modelización de su ocurrencia sí predice su presencia, aunque con baja probabilidad.

El área de distribución ha disminuido sustancialmente respecto al atlas de 2003 [AES2], pues, aparentemente, desaparece en el interior de Araba, el oeste de Gipuzkoa y el centro y sur de Bizkaia. Esta tendencia es menos aparente respecto al atlas de 1982-1984 [APV1]. Es muy posible que en la actualidad observemos una disminución que correspondería a cambios reales debidos a procesos de pérdida de hábitat y otra asociada a sesgos en el muestreo, atribuibles a no haberla hallado en zonas donde aparece en baja densidad.

Espezie politipikoa da, Europa hegomendebaldean endemikoa. Sedentarioa da. Lurraldean urria da eta sakabanatuta dago: kostaldetik gertuko eremuetan eta Araba hegoaldean ageri da. Euskadin mendi garaiak, sastrakadiak, larreak eta esklerofiloak hobesten ditu. 9200 ale inguru daude. Orokorrean espezie ia mehatxatutzat jotzen da, Espainian arriskuan dagoen espezieetat, eta Euskadin katalogatu gabe dago.



### Requerimientos ecológicos

Tiende a ocupar matorrales densos y homogéneos, dominados por argoma, brezo, romero, retama, aliaga y coscoja [HBW]. En Euskadi prefiere áreas de monte alto, matorrales, pastizales y esclerófilos, mientras que evita las dominadas por hábitats forestales, campiñas y núcleos urbanos. Altitudinalmente, carece de marcadas preferencias en su distribución respecto a las áreas donde alcanza las mayores densidades (16 inds./km<sup>2</sup>). En la zona cantábrica ocupa con clara preferencia los argomales que se sitúan por debajo de 500 m de altitud, donde llega a densidades de 20 inds./km<sup>2</sup>[5,401] y desaparece en landas montanas, posiblemente por efecto del frío en invierno [AEU2]. En la zona que ocupa la serie sucesional del quejigo en Araba, aparece en retamales, cantuesos y brezales con coberturas del 25% y de menos de 1 m de altura, desapareciendo de los pastizales con coberturas de matorral ralo inferior al 10%, matorrales densos (>50 % de la superficie) y altos (1-3 m de altura) y robledales[403]. En medios esclerófilos y matorrales al sur de la sierra de Toloño es una especie muy escasa (1 inds./km<sup>2</sup>), cuya abundancia aumenta muy ligeramente (3 inds./km<sup>2</sup>) en paisajes más abiertos de mosaicos agrarios[128]. En el sur de Araba selecciona los pastos con abundante cobertura de romero, tomillos y matorral mediterráneo y evita las zonas forestales y de arbolado así como los cultivos de cereal y viñedo[491].

### Abundancia

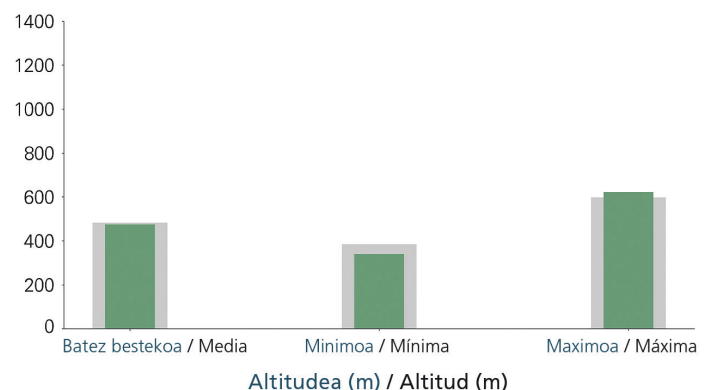
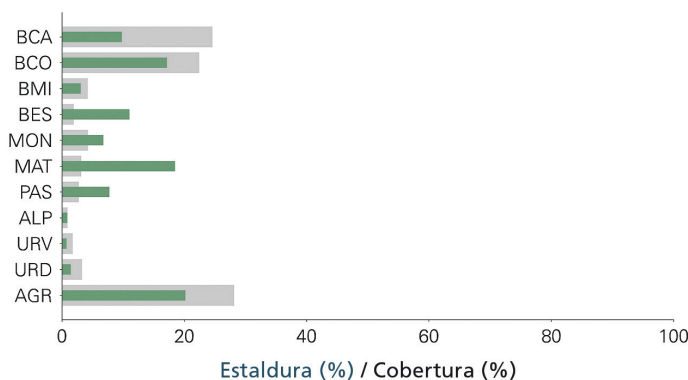
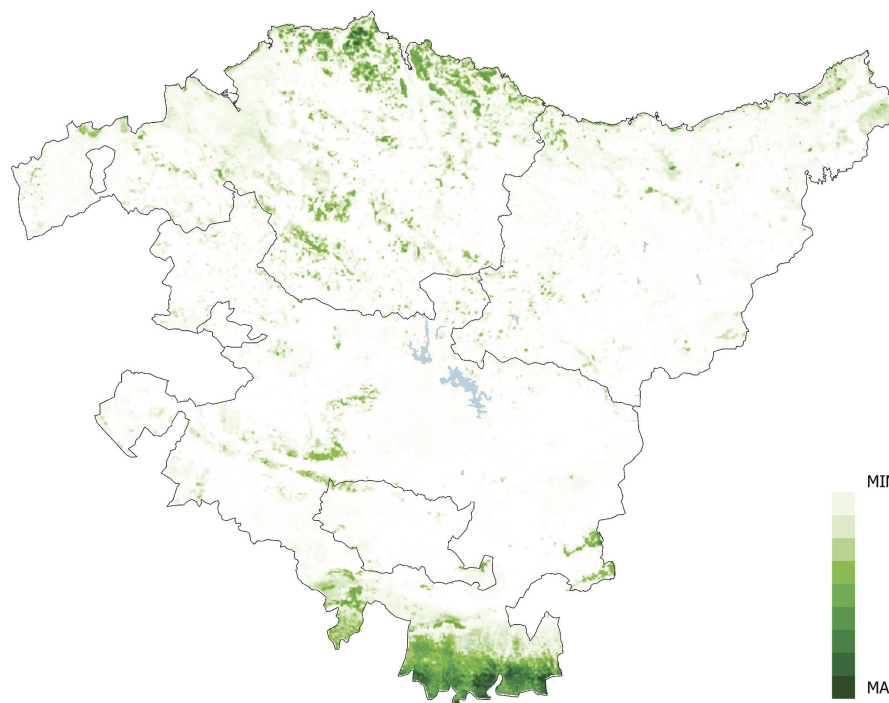
En Euskadi, la población se ha calculado en 9200 inds. (rango: 3400-18000 inds.), cantidad muy similar a la estimada en 2004-2006[27].

Según el programa SACRE la tendencia de la población en Euskadi (periodo 1998-2020) es incierta[17]. Para el sur de Araba se estimó una disminución del 6,5% para el periodo 1994-2013[128].

### Conservación

Especie considerada 'Casi Amenazada' a escala global [IUCN] y evaluada 'En Peligro' en España, debido a que su población se ha reducido en más de un 60% en tres generaciones y a la ligera retracción de su área de distribución [LRAE]. No catalogada en Euskadi. La intensificación agrícola que conlleva desbroces y el uso de herbicidas afecta negativamente a esta especie, lo mismo que las quemas reiteradas de matorrales y la urbanización de landas cercanas a la costa. Asimismo, los monocultivos de especies exóticas y la regeneración de la masa forestal de caducifolios sobre los argomales que en el pasado fueron más extensos han debido contribuir a disminuir sus efectivos sobre amplias zonas del interior del área cantábrica [LRAE]. El efecto del cambio climático postulado para lo que queda de siglo no es claro[101,492].

LUIS M. CARRASCAL





# EUSKADIKO HEGAZTI HABIAGILEEN BANAKETA ETA HAIEN ABERASTASUNAREN ALDAKETA

# DISTRIBUCIÓN Y CAMBIO DE LA RIQUEZA DE AVES NIDIFICANTES EN EUSKADI

JUAN ARIZAGA, MAITE LASO, JAVIER RODRÍGUEZ-PÉREZ, OLATZ AIZPURUA, GORKA BELAMENDIA, AITOR GALARZA, LUIS M. CARRASCAL

## Sarrera

Azken kapitulu honen helburua da Euskadiko hegazti-faunaren banaketa-patroia (espezie-kopurua; aurrerantzean, aberastasuna) modu integratuan aztertzea, bai eta banaketa hori hobekien azaltzen duten faktoreak aztertzea ere, eta, baita ere, azken 20 urteetan izan diren aldaketak laburbiltzea, 2003ko Espainiako hegazti habiagileen atlasarekiko [AES2] alderaketan oinarrituta. Eraitza orokorrak analizatzeko ikuspuntua hau izan da: arriskuan dauden espezieen presentziari erreparatuta, lurraldeko hegaztiak kontserbatzeko eremu garrantzitsuenak identifikatzea. Testuinguru horretan, kapitulu hau sintesi-ahalegin gisa interpretatu behar da, hegaztiak babestera bideratua, espezierik mehatxatuenak non biltzen diren jakiteko, eta, ondorioz, kontserbatzeko lehentasuna eman behar zaien habitatak edo eremuak identifikatzeko.

## Metodologia

**Aberastasunaren banaketa-patroia eta Euskadin hegazti-fauna kontserbatzeko eremu giltzarriak identifikatzea.**

Analisi hori egiteko, lehenik eta behin, 5x5 km-ko UTM gelaxka bakoitzean detektatutako (zentsatutako) espezie ugaltzaileen kopurua kalkulatu dugu. Eremu batean biodibertsitatea kontserbatzeak duen garrantzia zehazteko aplikatu den irizpideetako bat da bertan dauden espezieen mehatxu-mailari erreparatzea. Testuinguru horretan, zenbat eta handiagoa izan mehatxatutako espezieen kopurua eta haien mehatxu-maila, orduan eta garrantzitsuagoa izango da eremua. Irizpide hori hartu da kontuan Euskadin hegazti-fauna kontserbatzeko eremu garrantzitsuenak identifikatzeko. Zehazki, espezie bakoitzari kontserbazio-indize bat esleitu zaio, honako lehentasun-kategoria hauen arabera (kategoria horiek mehatxu-mailari erantzuten diote eta puntuazio handienetik txikienera ordenatuta daude;

## Introducción

Desarrollamos este último capítulo con el fin de estudiar de manera integrada el patrón de distribución de la avifauna de Euskadi (número de especies; en adelante, riqueza), los factores que potencialmente mejor explican dicha distribución, así como resumir los cambios registrados durante los últimos 20 años, basados en la comparación con el atlas de aves nidificantes de España de 2003 [AES2]. Los resultados globales se analizan desde el punto de vista de la identificación de las zonas más importantes para la conservación de las aves del territorio en función de la presencia de especies amenazadas. En este contexto, este capítulo debe interpretarse como un esfuerzo de síntesis, orientado, además, a la preservación de las aves con el fin de conocer dónde se concentran las especies más amenazadas y, en consecuencia, identificar cuáles son los hábitats o zonas donde debe priorizarse la conservación.

## Metodología

**Patrón de distribución de la riqueza e identificación de zonas clave para la conservación de la avifauna en Euskadi.**

Para llevar a cabo este análisis, primeramente calculamos el número de especies reproductoras detectadas (censadas) en cada una de las celdas UTM de 5x5 km. Uno de los criterios aplicados para determinar la importancia de una zona para la conservación de la biodiversidad es atender al grado de amenaza de las especies allí presentes. En este contexto, cuanto más alto sea el número de especies amenazadas y su nivel de amenaza, más importante será la zona. Este criterio ha sido tenido en cuenta con el fin de identificar las áreas más importantes para la conservación de la avifauna en Euskadi. Concretamente, a cada una de las especies se le ha asignado un índice de conservación, teniendo en cuenta las siguientes categorías de prioridad, según su inclusión en el CVEA (Catálogo Vasco de Especies Amenazadas) o en

Espezie Mehatxatuen EAEko Katalogoan (EMEK) edo 2009/147/EE Zuzentarauaren 1. eranskinean (Hegaztiak sartuta dauden hartzen dute kontuan):

- (1) **Maximoa**: EMEKen arabera «Galtzeko arriskuan daudenak». Kontserbazio-indizea: 4.
- (2) **Altua**: EMEKen arabera «Kalteberak». Kontserbazio-indizeak: 3.
- (3) **Ertaina**: EMEKen arabera «Bakanak». Kontserbazio-indizea: 2.
- (4) **Baxua**: aipatutako EMEKen inongo kategoriatan ez egon arren, 2009/147/EE Zuzentarauaren 1. eranskinean sartuta dauden espezieak. Kontserbazio-indizea: 1.

VC kontserbazio-indizea  $VC = \sum vc / v_{C_{max}}$  gisa kalkulatzen da, non  $\sum vc$  5x5 km-ko UTM gelaxka bakoitzean dauden espezieen kontserbazio-balioen batura baita, eta,  $v_{C_{max}}$ , aztertutako eskualdean kontserbazio-baliorik handiena lortu den gelaxkaren balioa. Indize hori bi kasutarako kalkulatu zen: batetik, espezie guztietarako, eta, bestetik, laginketa eskasa izan zuten espezieak kenduta geratu zen multzorako. Laginketa eskasekoen taldea hauei dagokie: detektagarritasun txikiko espezie urriei eta detekzioa maximizatzen bideratutako zentsu espezifikorik izan ez duten espezieei, hala nola eguneko zenbait baso-harrapari. Kontserbazio-indizea kalkulatzeko, bi kasu hartu ziren kontuan: batetik, espezie guztiak, eta, bestetik, detektagarritasun eskasa eta zentsu espezifikorik ez izatearen ondorioz (adib., eguneko baso-harrapari batzuk) analisisian alboraketak sortu zitzaizkien (adibidez, arreta handiagoa jaso zuten gelaxken eraginez).

### Euskadiko hegaztien aberastasunaren banaketa azaltzen duten faktoreen analisisa.

Lurraldeko espezie ugaltzaileen kopurua azaltzen zuten aldagaiak zein izan ziren zehazteko, eredu prediktibo bat aplikatu zen ausazko erregresio-basoen tekniken bidez (*Regression Random Forest*, RRF); atlas honen atal metodologikoan azaldua dago eredu hori. Nahiz eta analisis-mota horretarako beste eredu batzuk ere erabili ohi diren (adibidez, eredu lineal eta gehigarri orokortuak, GLM eta GAM gisa laburtuak), lan honetan homogeneotasun metodologikoari eusteko erabili dugu teknika hori.

Analisi honen xede-aldagai gisa ez zen zuzenean erabili 1x1 km-ko UTM gelaxken eskalan detektatutako edo zentsutatutako espezieen kopurua, baizik eta banaketa modelizatutako mapak sortzeko garatu ditugun ereduak iragartzen den espezieen kopurua. Eredu horiek, espezie bakoitzarentzat, 1x1 km-ko UTM gelaxka bakoitzerako probabilitate-balio bat sortzen dute; beraz, balio hori presentzia/absentzia besterik behar izan zen (1/0). Horretarako, *True Skill Statistic* (TSS) estatistikoa erabili genuen. Metrika bat da, eta espezieen presentziaren banaketa-ereduetan diskriminazio-gaitasuna (hau da, presentziak eta absentziak behar bezala sailkatzeko ahalmena) lortzeko erabiltzen da. Espezie bakoitzerako, TSS atalasetik behar bezala presentzia-probabilitateen balioak absentzia gisa sailkatu ziren (0), eta

Anexo 1 de la Directiva 2009/147/CE (Aves) y que responden al nivel de amenaza, ordenados de mayor a menor puntuación:

- (1) **Máxima**: especies 'En Peligro' en el CVEA. Índice de conservación: 4.
- (2) **Alta**: especies 'Vulnerables' en el CVEA. Índice de conservación: 3.
- (3) **Media**: especies 'Raras' en el CVEA. Índice de conservación: 2.
- (4) **Baja**: especies no incluidas en ninguna de las categorías del CVEA que se mencionan arriba, pero incluidas en el Anexo 1 de la Directiva 2009/147/CE. Índice de conservación: 1.

El índice de conservación, VC, se calcula como  $VC = \sum vc / v_{C_{max}}$ , donde  $\sum vc$  es la suma de valores de conservación para el conjunto de especies comprendidas en cada una de las celdas UTM de 5x5 km y  $v_{C_{max}}$  es el valor de la celda donde se ha obtenido el mayor valor de conservación en la región de estudio. Este índice se obtuvo tanto para todas las especies como excluyendo aquellas para las que el muestreo fue deficiente. Estas últimas se corresponden con especies escasas de baja detectabilidad o aquellas para las que no se han desarrollado censos específicos orientados a maximizar su detección, como por ejemplo fue el caso de varias rapaces forestales diurnas. Para calcular el índice de conservación se tuvo en cuenta tanto todas las especies como excluyendo aquellas especies que, por su baja detectabilidad y ausencia de censos específicos (e. g., varias rapaces forestales diurnas), podrían generar sesgos en el análisis (por ejemplo por el efecto de las celdas que fueron objeto de mayor atención).

### Estudio de los factores que explican la distribución de la riqueza de aves en Euskadi.

Para determinar cuáles fueron las variables que explicaban el número de especies reproductoras en el territorio, se aplicó un modelo predictivo mediante técnicas de bosques aleatorios de regresión (*Regression Random Forest*, RRF), ya detallado en el apartado metodológico de este Atlas. Aunque existen otros modelos comúnmente usados para este tipo de análisis (e. g., los lineales o aditivos generalizados, abreviados como GLM y GAM), utilizamos esta técnica para mantener la homogeneidad metodológica aplicada en esta obra.

Como variable objeto para este análisis no se empleó directamente el número de especies detectadas o censadas a escala de celdas UTM de 1x1 km, sino el número de especies predicho a partir de los modelos que desarrollamos para crear los mapas de distribución modelizada. Estos modelos generan para cada una de las especies un valor de probabilidad para cada una de las celdas UTM de 1x1 km, por lo que se transformó dicho valor en otro de presencia/ausencia (1/0). Para ello empleamos el estadístico *True Skill Statistic* (TSS), que es una métrica que se utiliza para obtener la capacidad discriminadora (esto es, la facultad de clasificar correctamente presencias y ausencias) en modelos de distribución de la presencia de especies. Para cada especie, eta

TSS atalasetik gorakoak presentzia gisa sailkatu ziren (1). Azkenik, 1x1 km-ko UTM gelaxketan iragarritako espezie-kopurua zehazteko, gelaxkako espezie bakoitzerako iragarritako presentzia-balioak gehitu ziren.

Hegazti-aberastasunaren banaketa iragartzeko erabiltzen diren aldagaien garrantzia estimatzeko, «Aldagaiaren garrantzia» deritzona erabili genuen (ingelesez, *Variable Importance*, VIM). Metrika bat da, aldagai bakoitza ezabatzean zenbateko iragarpen-ahalmena galtzen den zehazten duena –edo, alderantziz, ereduari sartzean zenbateko ahalmena gehitzen den–.

### Euskadiko hegazti habiagileen banaketa-eremuan izandako aldaketaren analisi orokorra.

Euskadin aldaketarik handienak –bai kolonizazioaren bai tokiko desagertzearen ondorioz– izaten dituzten espezie-multzoak eta habitatakatuak identifikatzeko, sintesi bat ere egin da atlas honetan hauteman ditugun espezieen banaketa-eremuaren aldaketei buruz. Horretarako, konparatu ziren 2003ko atlasean espezierik behatu ez ziren eremuak (gelaxkak) eta oraingoan espezieak behatu diren eremuak, edo alderantziz. Zehazki, hauek kuantifikatu genituen: bi atlas horien arteko epean banaketa-eremua (1) aldatu ez duten espezieen kopurua, (2) handitu dutenena eta (3) murriztu egin dutenena, bai oro har, bai habitaten arabera: baso-inguruneak (basoie eta/edo baso-landaketei lotutako espezieak), hezeguneak (barrualdeko hezeguneak, padurak eta ibaiak), itsasoak, nekazaritza-sistemak, zuhaixka-inguruneak (baso-masetarako trantsizio-etapak: iratzeak, txilardiak, kostaldeko otalurrak, eta abar), mendietako ingurune alpinizatuak (mendi-larreak eta harkaitz-lurrak), hiri-guneak eta harkaitzak (ez nahitaez mendietan kokatuak). Gainera, habitat bakoitzerako, aldaketa-indizearen batez besteko balioa kalkulatu genuen ( $\pm$  % 95eko konfiantza-tartea).

## Emaitzak

**Euskadiko hegazti habiagileen aberastasunaren banaketa-patroia eta kontserbatzeko lehentasuneko eremuak.**

Oro har, 175 hegazti habiagile autoktono detektatu ziren; horiei exotiko gisa sailkatutako beste bost espezie gehitu behar zaizkie. Gainera, nabarmendu genituen 12 espezie, duela gutxi desagertuak edo lurraldean ugalketa zalantza-zkoa, irregularra edo noizbehinkakoa dutenak. Horrela, jarraian aurkezten diren kalkulueterako, bakarrik hartu dira kontuan 180 espezie autoktonoak eta ugalketa erregularreko exotikoak.

Euskadin, 5x5 km-ko UTM eskalako gelaxketako aberastasuna (behartutako espezieen batezbestekoa) 64,12koa

valores de probabilidad de presencia inferiores al umbral TSS se clasificaron como ausencias (0), mientras que aquellos superiores al umbral TSS se clasificaron como presencias (1). Finalmente, para determinar el número predicho de especies en celdas UTM de 1x1 km se sumaron los valores predichos de presencia para cada una de las especies de la celda.

Para estimar la importancia de las variables usadas para predecir la distribución de la riqueza de aves, empleamos la denominada 'Importancia de la Variable' (en inglés, *Variable Importance*, VIM), que es una métrica que determina cuánta capacidad predictiva se pierde al eliminar cada variable o, a la inversa, cuánta se añade al incluirla en el modelo.

### Análisis global del cambio en el área de distribución de las aves nidificantes en Euskadi.

Con el objeto de identificar, a escala de Euskadi, cuáles son los grupos de especies y hábitats en los que se observan cambios mayores, tanto por colonización como por extinción locales, también se ha llevado a cabo un análisis de síntesis relativo a los cambios del área de distribución de las especies que detectamos en este Atlas. Para ello se compararon las zonas (celdas) donde las especies no fueron observadas en el atlas de 2003 pero sí en el actual, o *viceversa*. Particularmente, cuantificamos el cómputo de especies cuyo área de distribución (1) no ha cambiado, (2) se ha incrementado o (3) se ha reducido durante el periodo que dista entre ambos atlas, tanto en su conjunto como por hábitats: medios forestales (especies ligadas a bosques y/o plantaciones forestales), humedales (incluyendo humedales interiores, marismas y ríos), marinos, sistemas agrarios, medios arbustivos (etapas de transición hacia masas forestales, incluyendo helechales, brezales, landas costeras, etc.), 'alpinizados' en montañas (pastizales montanos y suelos de roca), núcleos urbanos y roquedos (no necesariamente situados en montañas). Además, calculamos el valor medio ( $\pm$  intervalo de confianza al 95%) del índice de cambio para cada uno de los hábitats.

## Resultados

**Patrón de distribución de la riqueza y zonas prioritarias para la conservación de la avifauna nidificante en Euskadi.**

En conjunto, se detectaron 175 especies de aves nidificantes autóctonas, a las que se deben sumar otras cinco clasificadas como exóticas. Además, destacamos 12 especies extintas recientemente o cuya reproducción en el territorio es dudosa, irregular u ocasional. Así, para los cálculos que se presentan a continuación solo han sido consideradas las 180 especies autóctonas y exóticas de reproducción regular.

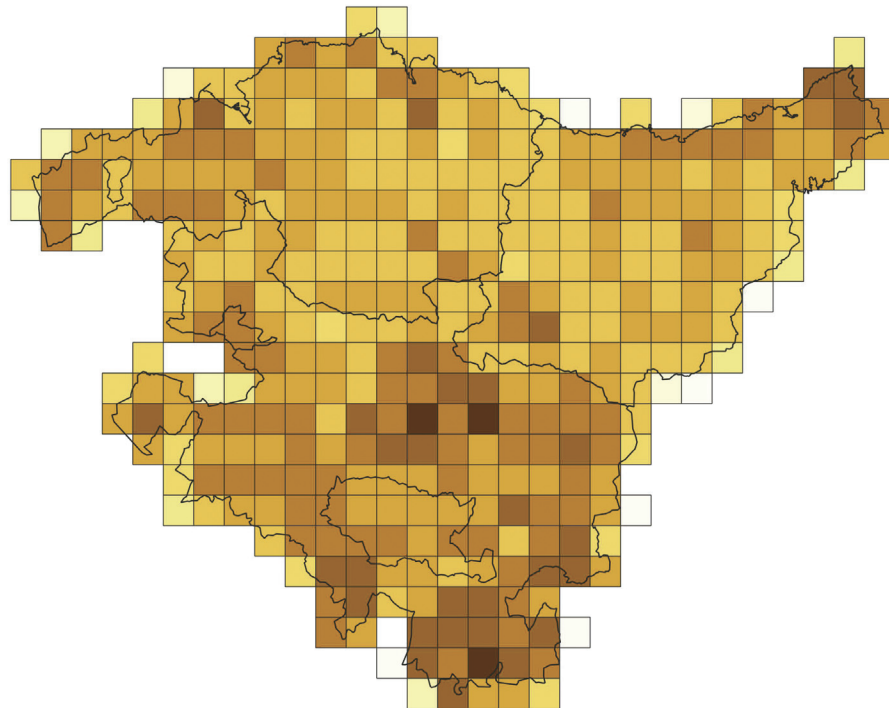
La riqueza (número promedio de especies observadas) a escala de celdas UTM de 5x5 km en Euskadi es de 64,12 especies (rango: 1-101 especies; el límite inferior está

da (tarte: 1-101 espezie; beheko muga Euskadiren ertz geografikoaren gelaxkei lotua dago: itsasertzekoak eta eskualdearen oso azalera txikiak estaltzen dituenak). 25 km<sup>2</sup>-tik beherako azalera duten gelaxkak kenduz gero (hau da, azaleraren zati bat Euskaditik kanpoko eremu mugakideetan edo itsasoan dutenak), batezbesteko hori 67,42 espeziera igotzen da, eta tarte 49-101 espeziera.

Euskadiko hegazti-fauna ugaltzailearen aberastasunaren banaketa geografikoa heterogeneoa da (1. ird.). Oro har, handiagoa da Araban; balio handienak leku hauetan daude: Gasteizen (batez ere Salburuako hezegunearen eraginez), Arabako Mendialdean, Kantabria mendilerroan eta Ebro bailarako herrietan. Gipuzkoaren kasuan, aberastasunaren maximoak leku hauetan gertatzen dira: probintziaren ipar-ekialdean (batez ere Txingudiko paduragatik), kostaldeko eremuetan eta hego-mendebaldean (Debagoiena). Bizkaian, espezie asko leku hauetan ikusten dira: Urdaibaiko estuarioan, mendebaldeko kostaldeko alderdi batzuetan eta probintziaren ipar-mendebaldean (Enkarterriak). Aldiz, balio minimoak baso-landaketa ugari dauden barrualdeko eremuetan atzematen dira, hala nola Gipuzkoako erdialdean, mendebaldean eta hegoaldean, eta Bizkaiko ekialdean, erdialdean eta hegoaldean. Espezie-kontzentrazio handieneko guneak hezegune handiak dituztenak dira, hala nola Salburua, Uribarri-Ganboa, Txingudi eta Guardiako aintzirak. Horrek agerian uzten du eremu horiek garrantzi itzela dutela hegazti-faunaren gordailu gisa, eta, ondorioz, agerian geratzen da espezie horiek kontserbatzeko Euskadik duen garrantzia ere. Azpimarratzekoa da, gainera, hezegune horietako batzuk azken urteetan sortu edo lehengoratu direla. Lurraldeko hezegune gehienek, autonomia-erkidegoko, estatuko eta Europako legediaren testuinguruan

asociado con celdas del borde geográfico de Euskadi, tanto marinas como aquellas cubiertas por muy poca superficie regional). Si eliminamos las celdas con una superficie inferior a 25 km<sup>2</sup> (esto es, las que tienen cierta cantidad de su superficie en zonas limítrofes fuera de Euskadi o en el mar), este promedio asciende a 67,42 especies y el rango a 49-101 especies.

La distribución geográfica de la riqueza de la avifauna reproductora en Euskadi es heterogénea (Fig. 1). En términos globales es mayor en Araba, con valores máximos que se concentran en Vitoria-Gasteiz (debido principalmente al efecto de la zona húmeda de Salburua), Montaña Alavesa, Sierra de Cantabria y localidades del valle del Ebro. En el caso de Gipuzkoa la riqueza alcanza máximos en el noreste de la provincia (debido a la marisma de Txingudi, fundamentalmente), zonas de costa y suroeste (Debagoiena). En Bizkaia, el número de especies observadas es alto en el estuario de Urdaibai, otras zonas costeras hacia el oeste y el noroeste de la provincia (Encartaciones). Por el contrario, los valores mínimos son detectados en zonas interiores donde existe gran cantidad de plantaciones forestales, como es el centro, oeste y el sur de Gipuzkoa y el este, centro y sur de Bizkaia. Los puntos de máxima concentración de especies son aquellos que coinciden con la existencia de grandes zonas húmedas, como es el caso de Salburua, Uribarri-Ganboa, Txingudi o las lagunas de Laguardia, lo cual pone de manifiesto la enorme relevancia de estas zonas como reservorios de avifauna y, en consecuencia, la importancia de Euskadi para su conservación. Cabe destacar, además, que varias de estas zonas húmedas se crearon o restauraron durante los últimos años. Aun estando la mayoría de los humedales del territorio protegidos en el contexto de la legislación



1. ird. Atlas honetan behatutako espezie-kopurua, 5 x 5 km-ko UTM gelaxken eskalan.

Fig. 1. Número de especies observadas en este Atlas a escala de celdas UTM de 5x5 km.

babestuta dauden arren, giza presio handia jasaten jarraitzen dute, batez ere jolas-jarduerei lotua, horrek hegazti-fauna hartzeko gaitasuna nabarmen mugatzen baitu<sup>[235]</sup>.

Espezie Mehatxatuen EAeko Katalogoan («Bakana», «Kaltebera» eta «Galtzeko arriskuan daudenak») kategori-etan aipatuak) eta Hegaztiei buruzko Zuzentzarauaren 1. eranskinean dauden espezieen artetik, 52 detektatu dira atlas honetarako. Horietatik, 20 espezie daude «Bakan» gisa katalogatuta, 11 «Kaltebera» gisa eta 3 «Arriskuan»; horretaz gain, 37 espezie ageri dira Hegaztiei buruzko Zuzentzarauaren 1. eranskinean (xehetasun gehiagorako, ikusi 1. taula).

5x5 km-ko UTM eskalako gelaxka bakoitzari mehatxumailaren edo -kategoriaren arabera ematen zaion kontserbazio-balioa kontuan hartuta, espezie guztientzat osoki hartuta ikusten denaren antzeko patroia bat sumatzen dugu (2. ir.). Ez alferrik, oso korrelazio esanguratsua eta positiboa dago aberastasun-balioaren eta kontserbazio-indizearen artean ( $R^2 = 0,6$ ,  $P < 0,001$ ). Era berean, kontserbazio-indizea kalkulatzeko, lurraldean era ez-homogeneoan edo eskasean ordezkaturik dauden espezieak (adibidez, errolda estandarizatuak egin ez zaizkielako) baztertzen baditugu, are gehiago nabarmentzen da aberastasun-balioaren eta kontserbazio-indizearen arteko korrelazioa ( $R^2 = 0,8$ ,  $P < 0,001$ ). Hau da, espezieetan aberatsenak diren eremuak dira, halaber, arriskuan dauden espezie gehien hartzen dituztenak. Hori dela eta, oro har, eremu batek espezierik mehatxatuenen kontserbazioaren ikuspegitik duen garrantziaren adierazlea da, Euskadin, espezie-kopurua. Oro har, kontserbazio-indizeak balio maximoak erakusteko joera du honako hauetan: hezegune handietan (argi eta garbi Txingudin, Urdaibain edo Arabako Lautadako hezegune handietan), Arabako Lautadako ekialdean, Arabako Mendialdean, Kantabria mendilerroan eta Ebro ibarreko behealdeko zenbait puntutan. Aldiz, Gipuzkoako mendebalde eta Bizkaiko ekialdea dira kontserbaziorako balio txikiak duten eremuak; gutxienez, espezie mehatxatuen katalogo eta zerrendetan jasota dauden hegazti-espezieen kopuruari dagokionez.

### Aberastasunaren banaketaren modelizazioa.

Lurraldeko aberastasunaren banaketa modelizatu 3. irudian adierazten da. Oro har, eredu nahiko ondo egokitzen zaio 1. irudiko mapan ikusten dugunari, baina zenbait ñabardurarekin (jarraian azalduko ditugu). Gogoan izan behar dugu eredu hori garatzeko abiapuntua hau izan zela: presentzia-probabilitatearen banaketa modelizatuaren mapa guztietako informazioa. Ondorioz, mapa hau espezie ugarietarako bakarrik garatu da. Espezie horietarako, presentzia/absentziaren banaketa modelizatuaren mapak egin ziren, bereizmen-maila txikiagoan (1x1 km-ko UTM gelaxkak). Horrela, espezie ohikoenen banaketaren sintesi bat erakusten du, baina kanpoan uzten ditu, besteak beste, hegazti urtar gehienak, harrapari gehienak eta mendiko hegazti urri gehienak.

Eredu horren arabera, Euskadiren aberastasun-balio maximoak (espezie-kopurua) eskualde hauetan azaltzen dira:

autonómica, estatal y europea, muchos de continúan sometidos a una gran presión humana, principalmente ligada a actividades recreativas, que limitan considerablemente su capacidad para albergar avifauna<sup>[235]</sup>.

El número de especies detectadas para este Atlas incluidas en el Catálogo Vasco de Especies Amenazadas (con las categorías de 'Rara', 'Vulnerable' o 'En Peligro'), así como en el Anexo 1 de la Directiva Aves, asciende a 52. De todas ellas, hallamos 20 catalogadas como 'Raras', 11 'Vulnerables' y 3 'En Peligro', además de 37 incluidas en el Anexo 1 de la Directiva Aves (para más detalles ver la Tabla 1).

Atendiendo al valor de conservación otorgado a cada una de las celdas UTM de 5x5 km según el nivel o categoría de amenaza, observamos un patrón similar al que se observa para el conjunto de especies (Fig. 2). No en vano, existe una correlación muy significativa y positiva entre el valor de riqueza y el índice de conservación ( $R^2 = 0,6$ ,  $P < 0,001$ ). Asimismo, si descartamos las especies con un nivel de representatividad desigual o deficiente en el territorio para calcular el índice de conservación (por ejemplo por no haber sido objeto de censos estandarizados), se enfatiza aún más la correlación entre el valor de riqueza y el índice de conservación ( $R^2 = 0,8$ ,  $P < 0,001$ ). Es decir, las zonas más ricas en especies son, también, las que acogen mayor número de especies amenazadas, por lo que en términos globales el número de especies en Euskadi representa un índice del valor que una zona puede tener desde el punto de vista de la conservación de las especies más amenazadas. Globalmente, el índice de conservación tiende a mostrar valores máximos en: grandes zonas húmedas (claramente en Txingudi, Urdaibai o las grandes zonas húmedas de la Llanada Alavesa), zona oriental de la Llanada Alavesa, Montaña Alavesa, Sierra de Cantabria y varios puntos de las zonas bajas del valle del Ebro. Por el contrario, el occidente de Gipuzkoa y el este de Bizkaia son las zonas con menor valor para la conservación, al menos en cuanto al número de especies de aves incluidas en catálogos y listados de especies amenazadas.

### Modelización de la distribución de la riqueza.

La distribución modelizada de la riqueza en el territorio se representa en la Fig. 3. En términos globales, el modelo se ajusta bastante bien al patrón que observamos en el mapa de la Fig. 1, aunque con matices que comentaremos a continuación. Debemos recordar que este modelo se desarrolló teniendo como información de partida cada uno de los mapas de distribución modelizada de la probabilidad de presencia. En consecuencia, este mapa se desarrolla únicamente para las especies más abundantes, para las cuales se elaboraron mapas de distribución modelizada de presencia/ausencia a un nivel menor de resolución (celdas UTM de 1x1 km). Representa, así, una síntesis de la distribución de las especies más comunes, aunque deja al margen a la mayoría de las aves acuáticas, rapaces o aves escasas de montaña, entre otras.

Según el modelo, Euskadi alcanza valores máximos de riqueza (número de especies) en el entorno del valle del Ebro

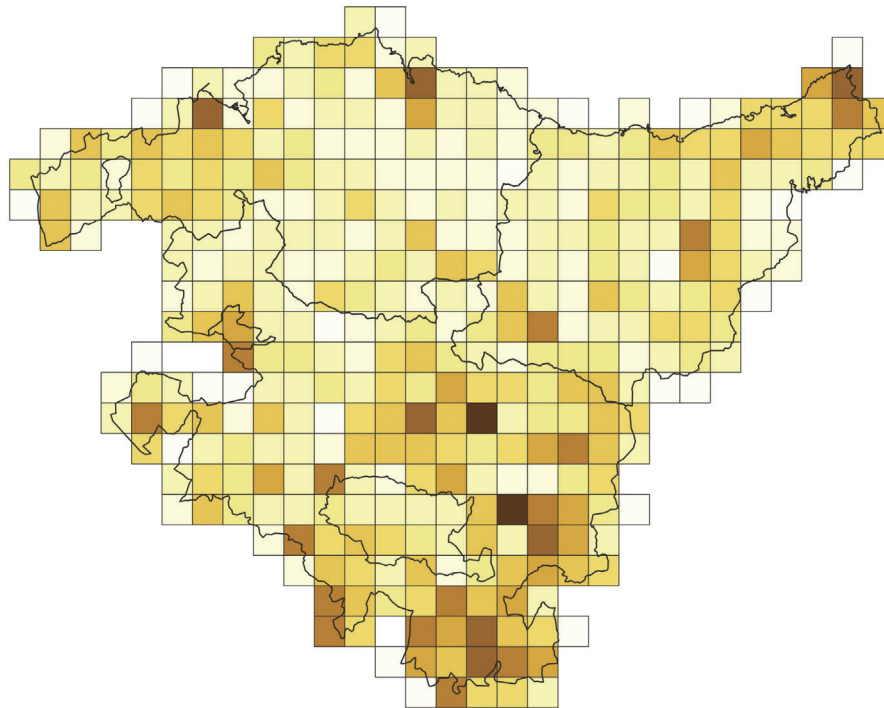
Espezia	EMEK	HZ1E	Lehen-tasuna	Kontserbazio-indizea
<i>Aquila fasciata</i>	PE	Bai	Maximoa	4
<i>Gypaetus barbatus</i>	PE	Bai	Maximoa	4
<i>Milvus milvus</i>	PE	Bai	Maximoa	4
<i>Aquila chrysaetos</i>	VU	Bai	Handia	3
<i>Charadrius dubius</i>	VU		Handia	3
<i>Circus pygargus</i>	VU	Bai	Handia	3
<i>Dendrocoptes medius</i>	VU	Bai	Handia	3
<i>Gulosus aristotelis</i>	VU		Handia	3
<i>Lanius senator</i>	VU		Handia	3
<i>Neophron percnopterus</i>	VU	Bai	Handia	3
<i>Pandion haliaetus</i>	VU	Bai	Handia	3
<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	VU		Handia	3
<i>Riparia riparia</i>	VU		Handia	3
<i>Upupa epops</i>	VU		Handia	3
<i>Accipiter gentilis</i>	RA		Ertaina	2
<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	RA		Ertaina	2
<i>Actitis hypoleucos</i>	RA		Ertaina	2
<i>Ardea purpurea</i>	RA	Bai	Ertaina	2
<i>Asio flammeus</i>	RA	Bai	Ertaina	2
<i>Bubo bubo</i>	RA	Bai	Ertaina	2
<i>Certhia familiaris</i>	RA		Ertaina	2
<i>Ciconia ciconia</i>	RA	Bai	Ertaina	2
<i>Circaetus gallicus</i>	RA	Bai	Ertaina	2
<i>Circus aeruginosus</i>	RA	Bai	Ertaina	2
<i>Dryocopus martius</i>	RA	Bai	Ertaina	2
<i>Falco peregrinus</i>	RA	Bai	Ertaina	2
<i>Falco subbuteo</i>	RA		Ertaina	2
<i>Ficedula hypoleuca</i>	RA		Ertaina	2
<i>Hieraaetus pennatus</i>	RA	Bai	Ertaina	2
<i>Hydrobates pelagicus</i>	RA		Ertaina	2
<i>Ixobrychus minutus</i>	RA	Bai	Ertaina	2
<i>Nycticorax nycticorax</i>	RA	Bai	Ertaina	2
<i>Pernis apivorus</i>	RA	Bai	Ertaina	2
<i>Rallus aquaticus</i>	RA		Ertaina	2
<i>Tachybaptus ruficollis</i>	RA		Ertaina	2
<i>Aegolius funereus</i>		Bai	Txikia	1
<i>Alcedo atthis</i>		Bai	Txikia	1
<i>Burhinus oedicnemus</i>		Bai	Txikia	1
<i>Calandrella brachydactyla</i>		Bai	Txikia	1
<i>Caprimulgus europaeus</i>		Bai	Txikia	1
<i>Circus cyaneus</i>		Bai	Txikia	1
<i>Curruca undata</i>		Bai	Txikia	1
<i>Egretta garzetta</i>		Bai	Txikia	1
<i>Emberiza hortulana</i>		Bai	Txikia	1
<i>Galerida theklae</i>		Bai	Txikia	1
<i>Gyps fulvus</i>		Bai	Txikia	1
<i>Himantopus himantopus</i>		Bai	Txikia	1
<i>Lanius collurio</i>		Bai	Txikia	1
<i>Lullula arborea</i>		Bai	Txikia	1
<i>Melanocorypha calandra</i>		Bai	Txikia	1
<i>Milvus migrans</i>		Bai	Txikia	1
<i>Pyrhcorax pyrrhcorax</i>		Bai	Txikia	1

1. taula. Kontserbatzeko lehen-tasuna duten Euskadiko hegazti habiagileak, mehatxu-mailaren arabera sailkatuak. Lehen-tasuna zehazteko, indize bat kalkulatu da Espezie Mehatxatuen EAeko Katalogoa (EMEK) eta Hegaztiei buruzko Zuzentarauaren 1. eranskina (HZ1E) kontuan hartuta. EMEKen araberrako kategoriak: PE, Galtzeko arriskuan daudenak; VU, Kaltebera; RA, Bakana

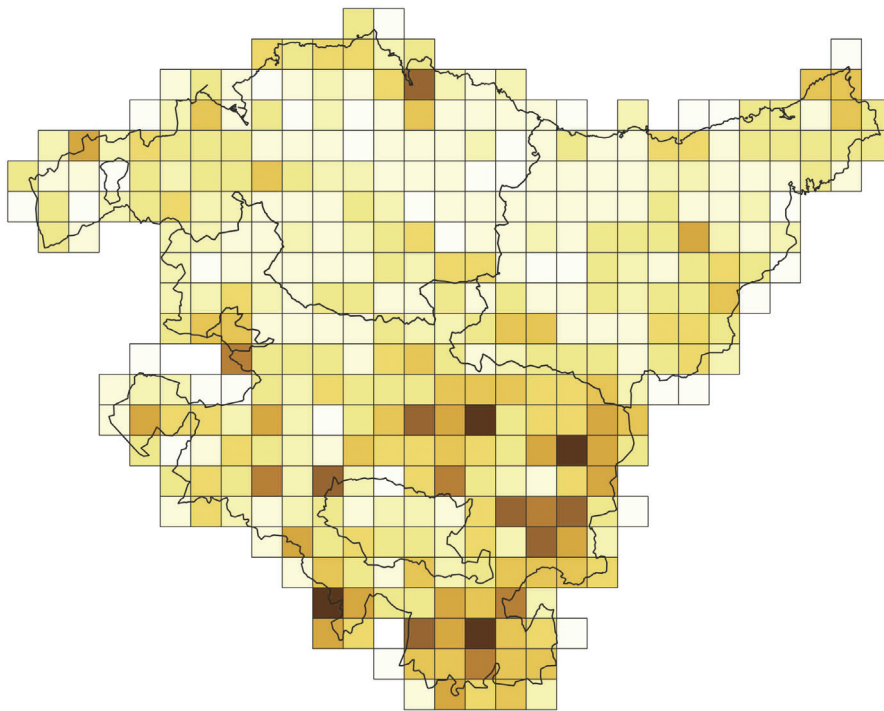
Especie	CVEA	AIDA	Prioridad	Indice de conservación
<i>Aquila fasciata</i>	PE	Si	Máxima	4
<i>Gypaetus barbatus</i>	PE	Si	Máxima	4
<i>Milvus milvus</i>	PE	Si	Máxima	4
<i>Aquila chrysaetos</i>	VU	Si	Alta	3
<i>Charadrius dubius</i>	VU		Alta	3
<i>Circus pygargus</i>	VU	Si	Alta	3
<i>Dendrocoptes medius</i>	VU	Si	Alta	3
<i>Gulosus aristotelis</i>	VU		Alta	3
<i>Lanius senator</i>	VU		Alta	3
<i>Neophron percnopterus</i>	VU	Si	Alta	3
<i>Pandion haliaetus</i>	VU	Si	Alta	3
<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	VU		Alta	3
<i>Riparia riparia</i>	VU		Alta	3
<i>Upupa epops</i>	VU		Alta	3
<i>Accipiter gentilis</i>	RA		Media	2
<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	RA		Media	2
<i>Actitis hypoleucos</i>	RA		Media	2
<i>Ardea purpurea</i>	RA	Si	Media	2
<i>Asio flammeus</i>	RA	Si	Media	2
<i>Bubo bubo</i>	RA	Si	Media	2
<i>Certhia familiaris</i>	RA		Media	2
<i>Ciconia ciconia</i>	RA	Si	Media	2
<i>Circaetus gallicus</i>	RA	Si	Media	2
<i>Circus aeruginosus</i>	RA	Si	Media	2
<i>Dryocopus martius</i>	RA	Si	Media	2
<i>Falco peregrinus</i>	RA	Si	Media	2
<i>Falco subbuteo</i>	RA		Media	2
<i>Ficedula hypoleuca</i>	RA		Media	2
<i>Hieraaetus pennatus</i>	RA	Si	Media	2
<i>Hydrobates pelagicus</i>	RA		Media	2
<i>Ixobrychus minutus</i>	RA	Si	Media	2
<i>Nycticorax nycticorax</i>	RA	Si	Media	2
<i>Pernis apivorus</i>	RA	Si	Media	2
<i>Rallus aquaticus</i>	RA		Media	2
<i>Tachybaptus ruficollis</i>	RA		Media	2
<i>Aegolius funereus</i>		Si	Baja	1
<i>Alcedo atthis</i>		Si	Baja	1
<i>Burhinus oedicnemus</i>		Si	Baja	1
<i>Calandrella brachydactyla</i>		Si	Baja	1
<i>Caprimulgus europaeus</i>		Si	Baja	1
<i>Circus cyaneus</i>		Si	Baja	1
<i>Curruca undata</i>		Si	Baja	1
<i>Egretta garzetta</i>		Si	Baja	1
<i>Emberiza hortulana</i>		Si	Baja	1
<i>Galerida theklae</i>		Si	Baja	1
<i>Gyps fulvus</i>		Si	Baja	1
<i>Himantopus himantopus</i>		Si	Baja	1
<i>Lanius collurio</i>		Si	Baja	1
<i>Lullula arborea</i>		Si	Baja	1
<i>Melanocorypha calandra</i>		Si	Baja	1
<i>Milvus migrans</i>		Si	Baja	1
<i>Pyrhcorax pyrrhcorax</i>		Si	Baja	1

Tabla 1. Aves nidificantes en Euskadi prioritarias para la conservación, clasificadas según su nivel de amenaza. La prioridad se deriva de calcular un índice a partir del Catálogo Vasco de Especies Amenazadas (CVEA) y el Anexo 1 de la Directiva aves (A1DA). Categorías para el CVEA: PE, En Peligro; VU, Vulnerable; RA, Rara

A

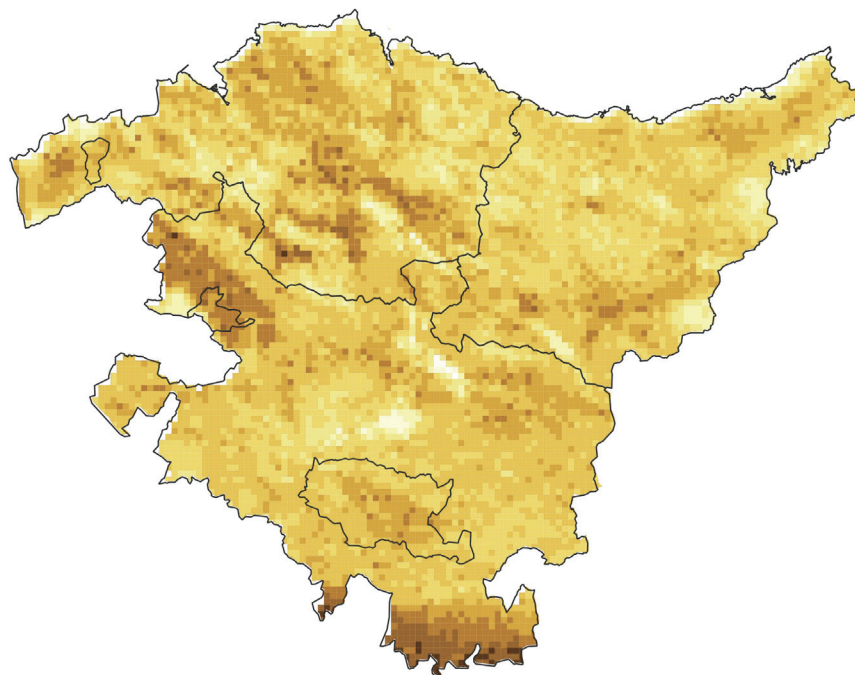


B



2. ird. Kontserbazio-indizea 5 x 5 km-ko UTM gelaxken eskalan. Indize hori lortu da Hegaztiei buruzko Zuzentarauaren 1. eranskinean edo Espezie Mehatxatuen EAEko Katalogoan gelaxketako bakoitzean espezie mehatxatuek ("Arriskuan", "Kaltebera" eta "Bakana" kategoriak) duten presentziatik abiatuta. A: arriskuan dauden espezie guztietarako kalkulaturia; B: lurralde osoan laginketa-ahalegin konparagarria izan ez duten espezieak analisitik kanpo utzita.

Fig. 2. Valor de conservación a escala de celdas UTM de 5x5 km, obtenido a partir de la presencia en cada una de las celdas de especies amenazadas, incluidas en el Anexo 1 de la Directiva Aves o en el Catálogo Vasco de Especies Amenazadas (categorías 'En Peligro', 'Vulnerable' y 'Rara'). A: calculado para el conjunto de especies amenazadas; B: excluyendo del análisis las especies que no contaron con un esfuerzo de muestreo comparable en todo el territorio.



3. ird. Euskadiko hegazti-espezieen aberastasunaren banaketa modelizatua, 1×1 km-ko UTM gelaxken bereizmenaren arabera modelizatuko mapak sortzeko egin ziren eredu bidez egina.

Fig. 3. Distribución modelizada de la riqueza de aves en Euskadi, obtenida a partir de los modelos que se llevaron a cabo para crear los mapas de distribución modelizada, a resolución de celdas UTM de 1×1 km.

Araba hegoaldeko Ebro haranaren inguruan (Arabako Errioxa) eta lurraldearen mendebaldeko landazabaletan (Bizkaiko eremu batzuk eta Aiarako harana). Bigarren mailan, aberastasuna handia da nekazaritzako paisaiak nagusi diren eremuetan, batez ere landazabaletan, lehorreko laboreetan eta nekazaritza eta basogintzako mosaiko mediterraneoetan, hala nola Kantauri aldeko zenbait haranetan (Gipuzkoako ipar-ekialdean, Oria, Urola eta Debako arroen goiko aldeetan, baita Bizkaiko landazabaltan ere), Arabako iparraldeko laborantza-lautadetan, Trebiñun eta Kantabria mendilerroaren hegoaldeko nekazaritza-inguruneetan. Irudi osoago bat izate aldera, lurraldeko hezeguneei lotutako aberastasun handiko puntuak gehitu beharko genituzke mapa honetan –zeinaren oinarria baita banaketa modelizatuaren mapak egin ahal izandako espezieak–. Hauek dira puntu horiek: bereziki, Txingudiko eta Urdaibaiko estuarioak (neurri txikiagoan beste estuario txiki batzuk, hala nola Orio, Iñurritza, Plentzia, Barbadun...), bai eta barne-hezegune hauek ere: Salburua, Uribarri-Ganboa eta Guardiako aintzirak. Aldiz, aberastasuna murriztu egiten da baso-izaerako eremuetan, eta balio minimoetara heltzen da Kantauri aldeko eta uren banalerroko mendieta-kota altuenetan.

Nolanahi ere, ez da ahaztu behar aberastasuna ez dela indize ekologiko ugarietako bat besterik –leku baten interes ornitologikoa ebaluatzeko hegazti-multzoen edo -komunitateen eskalan estimatu daitezkeen arteko bat–. Badira habitat edo eremu batzuk, hala nola gure mendi nagusietako larre menditarrak eta harkaitzak, zeinak aberastasun txikiak izan arren balio ekologiko handiak baitira, bertan dauden espezieak oso eskusiboak direlako (ingurune horietatik kanpo agertzen ez diren hegazti menditarrak).

en el sur de Araba (Rioja Alavesa) y en puntos de las campiñas más occidentales del territorio (partes de Bizkaia y Valle de Ayala). Secundariamente, la riqueza es alta en zonas donde dominan los paisajes agrarios, principalmente campiñas, cultivos de secano y mosaicos agro-forestales mediterráneos, como ocurre en determinados valles de la zona cantábrica (noreste de Gipuzkoa, zonas altas de las cuencas del Oria, Urola, Deba, así como las campiñas vizcaínas), llanuras cultivadas de la mitad norte de Araba, Trebiño y medios agrarios al sur de la Sierra de Cantabria. Para llegar a una figura más completa, deberíamos añadir a este mapa, basado solo en aquellas especies para las que se pudieron hacer mapas de distribución modelizada, los puntos ya mencionados de alta riqueza ligados a los humedales del territorio. Serían principalmente los estuarios de Txingudi y Urdaibai (y en menor grado otros pequeños estuarios como Orio, Iñurritza, Plentzia, Barbadun...) así como los humedales interiores de Salburua, Uribarri-Ganboa y lagunas de Laguardia. Por el contrario, la riqueza se reduce en las zonas más forestales y alcanza valores mínimos en las cotas más elevadas de las montañas del área cantábrica y la divisoria de aguas.

En todo caso, no se debe obviar que la riqueza no es más que uno de los múltiples índices ecológicos estimables a escala de ensamblados o comunidades de aves que pueden ser utilizados para evaluar el interés ornitológico de un lugar. Existen hábitats o zonas, como por ejemplo los pastizales montanos y roquedos de nuestras principales montañas, en donde la riqueza es baja pero que no obstante poseen un altísimo valor ecológico por la exclusividad de las especies que albergan (aves montanas ausentes fuera de estos medios).



Bestalde, 1x1 km-ko UTM gelaxken eskalan aberastasunaren zergatikoa argitzen duten aldagaiak honako hauek dira nagusiki: itsasertz-lerrorako distantzia, nekazaritzako habitaten azalera erlatiboa, malda (batez bestekoa), tenperatura (batez bestekoa zein maximoa) eta NDVI indizea (landare-produktibitatearen kantitatea neurtzen duena) (4. ird.).

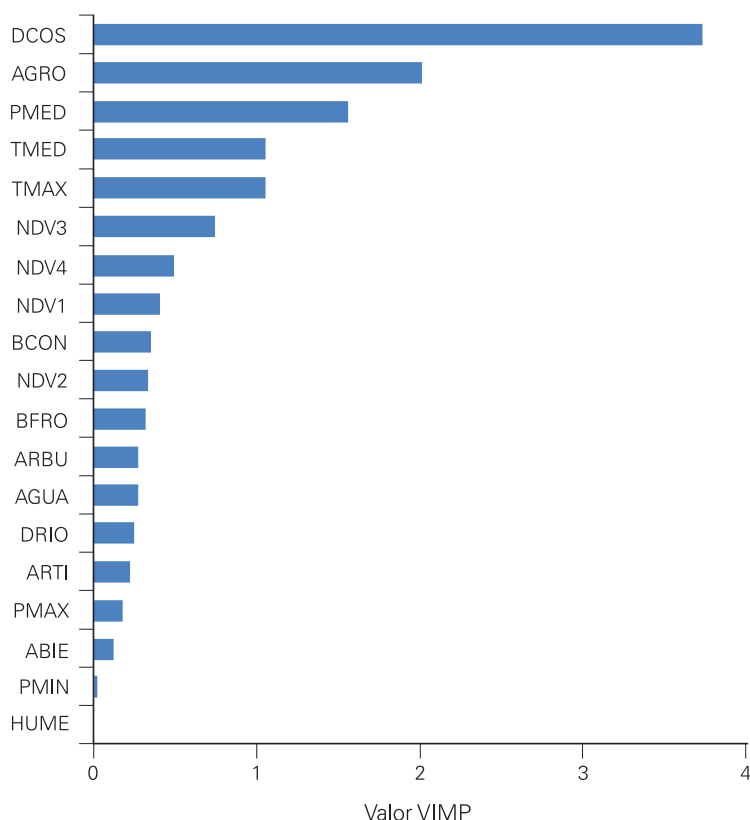
#### Espezieen banaketan izandako aldaketak.

Atlas honen emaitzak Espainiako 2003ko hegazti habiagileen atlasean lortutakoekin alderatuz gero, ikus dezakegu egungo atlasean guztira detektatutako 180 espezie habiagileetatik 118k ez dutela banaketa-eremua aldatu, 30ek handitu egin dutela eta 32k nabarmen murriztu dutela. Banaketa-eremua handitu dutenen artean, 13 espezie ugaltzaile berri nabarmendu behar dira (beraz, 2003ko atlasean detektatu zirenekin alderatuta, 17 espeziek handitu dute banaketa-eremua). Horietatik, 4 exotikoak dira, eta beste bat programa baten bidez berriz sartutakoa (xehetasun gehiagorako, ikusi 4. eranskina).

Por otro lado, las variables que explican la riqueza a escala de celdas UTM de 1x1 km son, principalmente, la distancia a la línea de costa, la superficie relativa de hábitats agrarios, la pendiente (media), la temperatura (tanto media como máxima) y el índice NDVI (que viene a medir la cantidad de productividad vegetal) (Fig. 4).

#### Cambios en la distribución de especies.

Comparando los resultados del presente Atlas con los obtenidos en el de aves nidificantes de España de 2003, observamos que de un total de 180 especies nidificantes detectadas en el actual, 118 no cambian su área de distribución, 30 la amplían y 32 la disminuyen significativamente. Entre las que aumentan su área de distribución hay que destacar 13 especies nuevas para la avifauna reproductora de Euskadi (por lo que, en comparación con las que ya se detectaron en el atlas de 2003, serían 17 las especies que aumentan su área de distribución). De éstas, 4 son exóticas y otra es el resultado de un programa de reintroducción (para más detalles ver el Anexo 4).



4. ird. Ingurumen-aldagai iragarleen garrantzia (VIM) 1x1 km-ko UTM gelaxken eskalan iragarritako espezieen aberastasuna azaltzeko. VIM balio altuek pisu handiagoa adierazten dute espezieen aberastasuna iragartzeko orduan. Laburdurak: DCOS, itsasertz-lerrorako distantzia; AGRO, nekazaritza-azalera; PMED, PMIN eta PMAX, malda (batezbestekoa, minimoa eta maximoa); TMED, TMIN eta TMAX, tenperatura (batezbestekoa eta minimoen eta maximoen batezbestekoa); NDV1 eta NDV2, udako NDVI balioa; NDV3 eta NDV4, neguko NDVI balioa; BCON eta BFRO, koniferoen eta hostozabalen baso-masaren azalera, hurrenez hurren; ARBU, zuhaixka-inguruneen azalera; AGUA, ur irekiak; DRIO, ibairako distantzia; ARTI, azalera artifiziala (hiriguneak, azpiegiturak, etab.); ABIE, ingurune irekien azalera (belardiak eta larreak, batez ere); HUME, hezeguneen azalera.

Fig. 4. Importancia de las variables ambientales o predictoras (VIMP) para explicar la riqueza de especies predicha a escala de celdas UTM de 1x1 km. Valores VIMP elevados significan mayor peso a la hora de predecir la riqueza de especies. Abreviaciones: DCOS, distancia a línea de costa; AGRO, superficie agrícola; PMED, PMIN y PMAX, pendiente (media, mínima y máxima); TMED, TMIN y TMAX, temperatura (media y media de mínimas y máximas); NDV1 y NDV2, valor NDVI de verano; NDV3 y NDV4, valor NDVI de invierno; BCON y BFRO, superficie de masa forestal de coníferas o frondosas, respectivamente; ARBU, superficie de medios arbustivos; AGUA, aguas abiertas; DRIO, distancia a río; ARTI, superficie artificial (núcleos urbanos, infraestructuras, etc.); ABIE, superficie de medios abiertos (prados y pastos, principalmente); HUME, superficie de humedales.

Habitategi dagokienez, Euskadin banaketa-eremua aldatu ez duten espezieen kopurua handiagoa da hura aldatu dutenena baino, zuhaixka-eremuetan izan ezik (5. ird.). Banaketa aldatu duten espezieei erreparatzen badiegu, ikusten dugu honako habitat hauean banaketa-eremua handitu duten espezieen kopurua handiagoa dela murriztu dutenena baino: basoetan, hezeguneetan, itsasguneetan, hiriguneetan eta harkaitzetan; aldiz, kontrakoa gertatu da nekazaritza-, zuhaixka- eta mendi-inguruneetan (5. ird.).

Aldaketa-indizeari erreparatuta, ikus dezakegu habitat bakoitzaren batez besteko aldaketa-balioari lotutako % 95eko konfiantza-tarteak zeroa barne hartzen duela kasu guztietan, hezeguneetan izan ezik (6. ird.). Horrek esan nahi du, batez beste, hezeguneekin lotzen diren espezieek baka-erri handitu dutela banaketa-eremua 2003ko atlasaren aldean.

Habitat bakoitza xehetasunez aztertuta, honako hau ikusten dugu:

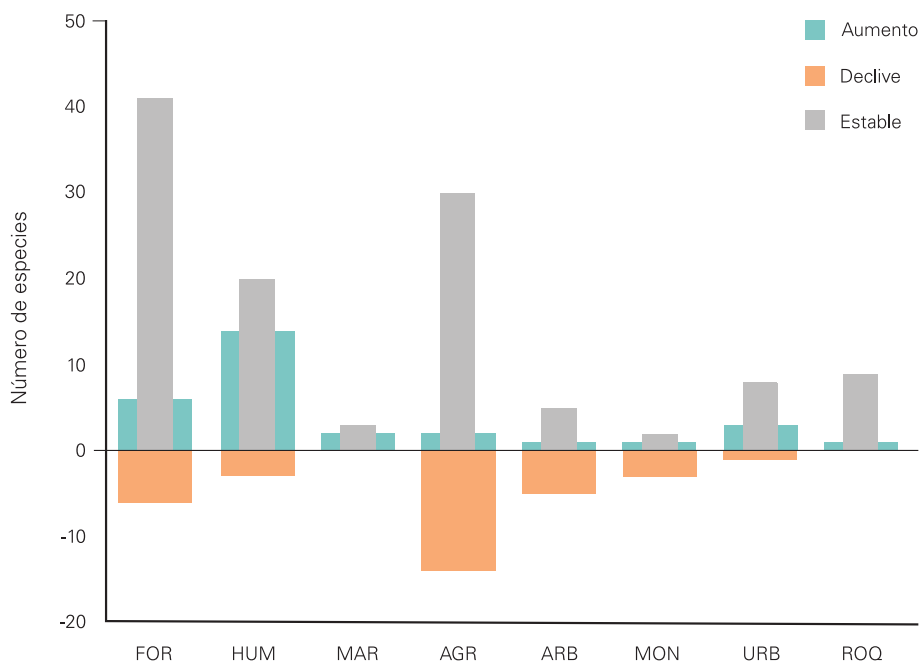
**(1) Basoak.** Gehienbat, banaketa-eremua aldatu ez duten espezieak daude bertan ( $n = 41$ ; % 77,4), eta, horiez gain, gutxi batzuk handitu ( $n = 6$ ) edo murriztu ( $n = 6$ ) egin dute. Murriztu egin dutenen artean, azpimarratzekoa da horietako 4 oso espezie bakanak direla –Euskadiko populazioa hutsaren hurrengoa da–, eta, atlas honen emaitzen arabera, kolonizazio- edo desagertze-prozesu batean sartuta daudela, lurraldean dutelako beren geografia- edo ingurumen-banaketa mugak: euli-txori beltza, mendi-erregetxo, basoetako gerritxoria eta buztangorri argia. Kasu horiek alde batera utzita, Euskadiko baso-inguruneetan dauden

Por hábitats, el número de especies cuyo área de distribución no cambia en Euskadi supera al número de especies que la modifican, salvo en zonas arbustivas (Fig. 5). Cuando atendemos a las especies que sí ven modificada su distribución, detectamos que el número de especies que aumentan su área de distribución supera al número de especies que la disminuyen en el caso de medios forestales, húmedales, marinos, núcleos urbanos y roquedos, mientras que ocurre lo contrario en medios agrarios, arbustivos y montañas (Fig. 5).

Atendiendo al índice de cambio, observamos que el intervalo de confianza al 95% asociado al valor medio de cambio en cada hábitat incluye el cero en todos los casos salvo en las zonas húmedas (Fig. 6), lo que significa que en promedio sólo las especies que se asocian a húmedales incrementan su área de distribución respecto al atlas de 2003.

Analizando cada uno de los hábitats en detalle, percibimos que:

**(1) Medios forestales.** Albergan mayoritariamente especies que no cambian su área de distribución ( $n = 41$ ; 77,4%), a las que se añaden unas pocas que la aumentan ( $n = 6$ ) o disminuyen ( $n = 6$ ). Entre las que la disminuyen, cabe destacar que 4 de ellas son especies muy raras, cuya población en Euskadi es testimonial y, a juzgar por los resultados de este Atlas, estarían subyugadas a un proceso de colonización-extinción por encontrar en el territorio su límite de distribución geográfica o ambiental: papamoscas cerrojillo, reyezuelo sencillo, agateador norteño y colirrojo real. Obviando estos casos, las aves que ocupan los medios forestales de Euskadi gozan,



5. ird. 2003an argitaratutako Espainiako hegazti habiagileen atlasaren emaitzekin alderatuta, atlas honetako banaketa-eremua aldatzen ez duten, handitzen duten edo murrizten duten espezieen kopurua. Habitaten kodea: FOR, baso-inguruneak; HUM, hezeguneak; MAR, itsasoak (hau da, kaiolak eta ubarroi mottoduna); AGR, nekazaritza-inguruneak; ARB, zuhaixka-inguruneak; MON, mendiak (larre menditarrak eta harkaitz-zoruak); URB, hiriguneak; ROQ, harkaitzak (ez dute zertan mendietan kokatuta egon).

Fig. 5. Número de especies cuyo área de distribución en el presente Atlas no cambia, aumenta o disminuye comparado con los resultados del atlas de aves nidificantes de España publicado en 2003. Código de hábitats: FOR, medios forestales; HUM, húmedales; MAR, marinos (esto es, gaviotas y cormorán moñudo); AGR, medios agrarios; ARB, medios arbustivos; MON, montañas (pastizales montañosos y suelos de roca); URB, núcleos urbanos; ROQ, roquedos (no necesariamente situados en montañas).

hegaztiek, oro har, kontserbazio-egoera ona dute, estatuan eta European deskribatu den era berean<sup>[219,608,609]</sup>.

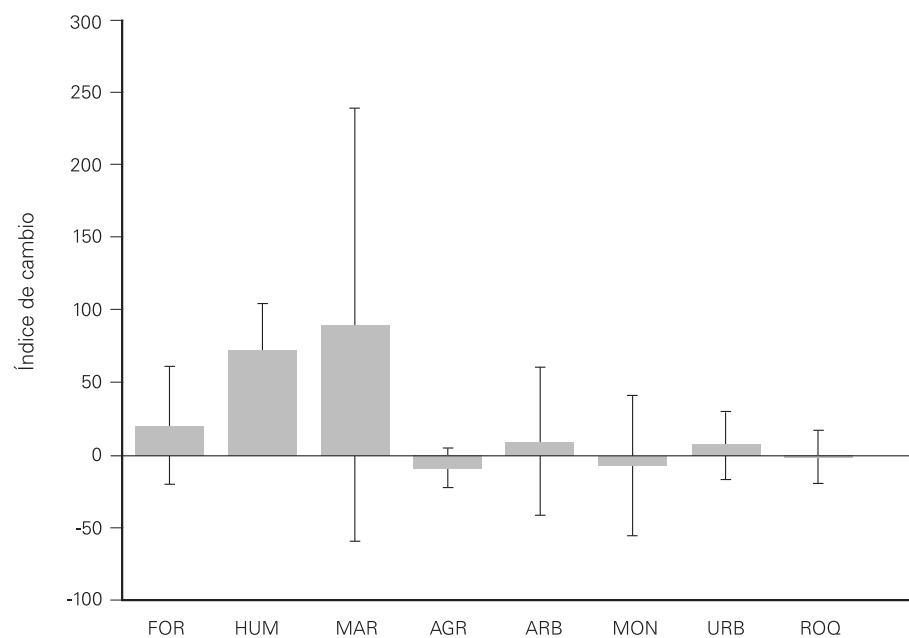
**(2) Hezeguneak.** Basoetakoekin batera, hezeguneekiko menpekotasuna duten hegaztiak daude kontserbazio-egoerarik onenean. Haietatik 20k ez dute banaketa aldatu 2003ko atlasarekiko (% 54), 14k areagotu egin dute (% 38) eta soilik 3k murriztu dute (% 8). Hori horrela da, neurri handi batean, habitat-mota horiek berreskuratzeak edo lehengoratzek eragin positiboa izan duelako. Izan ere, habitat horietan, azken urteetan, ugalketa-gune berriak finkatu edo sortu dira, besteak beste, espezie hauenak: ardeidoak (Euskadin 3 espeziek areagotu dute banaketa-maila), anati-doak (7 espeziek; horietatik 3 exotikoak) eta txilinporta eta kopetazuriak (2 espezie dira). Euskadin banaketa-maila murriztu duten espezieen kasuan, nabarmendu behar da detektagarritasun txikikoak, dentsitate txikikoak edo zentsu espezifikoak eskatzen dituzten espezieak direla. Bai martin arrantzaleak bai kuliska txikiak zentsu bereziak beharko lituzkete, era horretan Euskadiko benetako banaketa-eremuaren eta populazio-tamainaren estimazio xeheagoa egin ahal izateko, baina atlas honetan ez da horrelakorik egin. Ondorioz, atlasen arteko aldeak joera metodologikoen ondorio izan litezke. Beste horrenbeste gertatzen da lezkari karratxinaren kasuan; espezie hori, lurralde osoan, 2007an zentsatu zen azken aldiz era koordinatuan<sup>[472]</sup>.

**(3) Itsaslabarrak.** Oro har, egoera ona ikusten da: 3 espeziek ez dute banaketa-eremua aldatu, eta 2k handitu egin dute: kaio beltz atlantikoak eta kaio hankahoriak. Antza denez, kaio beltza hedatzen ari da<sup>[16]</sup>, eta kaio hankahoriaren kasuak azalpen bat eskatzen du; izan ere, 2003ko atlasaren eta egungoaren artean populazioak banaketa-eremua handitu badu ere, gaur egun egonkortezantzuzak antzematen dira zenbait koloniatan, baita kolonia

en su conjunto, de un buen estado de conservación, tal y como se ha descrito a escala estatal y europea<sup>[219,608,609]</sup>.

**(2) Humedales.** Junto con las de los medios forestales, las aves que dependen de los humedales son las que se encuentran en un estado de conservación más favorable. De ellas, 20 no cambian su distribución respecto al atlas de 2003 (54%), 14 la incrementan (38%) y solo 3 la reducen (8%). Ello es en buena parte debido al efecto positivo de la recuperación o restauración de este tipo de hábitats, en los que durante los últimos años se han ido consolidando o creando nuevos núcleos reproductores de, entre otras especies, las ardeidas (con 3 especies que aumentan su rango de distribución en Euskadi), anátidas (7 especies, de las que 3 son exóticas) y zampullines y fochas (2 especies). En el caso particular de las especies que disminuyen su rango de distribución en Euskadi debe destacarse que se trata de especies de baja detectabilidad, baja densidad o que demandan censos específicos. Tanto el martin pescador como el andarríos chico necesitan censos específicos, no llevados a cabo en este Atlas, con los que realizar una estima más fina de su área real de distribución y tamaño poblacional en Euskadi. Las diferencias entre atlas, en consecuencia, podrían deberse a sesgos de carácter metodológico. Otro tanto sucede en el caso del carricero tordal, una especie que fue censada en todo el territorio y coordinadamente por última vez en 2007<sup>[472]</sup>.

**(3) Acantilados marinos.** Se observa un escenario favorable en su conjunto, con 3 especies que no cambian su área de distribución y 2 que la aumentan: el gavión atlántico y la gaviota patiamarilla. Mientras que el gavión parece estar en clara expansión<sup>[16]</sup>, el caso de la gaviota patiamarilla demanda un comentario, pues aunque la población ha aumentado su área de distribución entre el atlas de 2003 y el actual, a día de hoy se detectan signos de estabilización en varias



6. ird. Aldaketa-indizearen balioaren batezbestekoa ( $\pm$  % 95eko konfiantza-tartea), atlas honetan detektatu den espezie bakoitzaren banaketa-eremuarena, habitat-motaren arabera (kodeetarako, ikusi 3. ird.).

Fig. 6. Promedio ( $\pm$  intervalo de confianza al 95%) del valor del índice de cambio en el área de distribución de cada una de las especies detectadas en el presente Atlas, según tipos de hábitat (para los códigos ver Fig. 3).

historiko batzuen neurri bateko gainbehera edo desagerepena ere<sup>[15]</sup>.

**(4) Nekazaritza-inguruneak.** Habitat honetan, espeziekopuru handiagoak (14 espezie, % 30) murriztu du banaketa-eremua. Joera hori bat dator Europa osoko gainbeheraren fenomeno orokorrarekin, eta agerian uzten du kudeaketa-neurri eraginkorrak gauzatu behar direla, habitat-mota horietan biodibertsitatea oro har galtzen laguntzen duten jardunbideak –laborantza areagotzearekin lotutakoak– geldiarazteko<sup>[610,611]</sup>. Aldi berean, nekazaritza-inguruneetako zenbait espezieren banaketa murriztu izanaren azalpena izan daiteke baso-masa garatzeak berekin dakarrelako landa-ingurunea uztea. Prozesu natural horrek habitat potentzialak itzultzen dizkio lurraldeari, eta, ingurune irekietako hegaztientzat kaltegarria den arren, baso-hegaztiei mesede egiten die.

**(5) Zuhaixa-inguruneak.** Espezie-galera handia (5 espezie, % 45,5) izan duen beste habitat bat da. Ingurune ezegonkorra da Euskadin. Izan ere, eremu irekietatik (belardiak eta larreak) baso-eremu autoktonoetarako tran-tzioaren ondorioz eratua da. Jatorri hau du: basoen garapena sailhesteko gune garbiak mantentzen dira, baina, denboraren poderioz eta ganadu nahikoa ez izatearen ondorioz, zuhaikez betetzen dira (txilardiak, otardiak eta elordiak, batez ere). 2003ko atlasarekiko banaketa-eremua murrizten duten habitat horretako espezie batzuetan (mendi-berdantza), aldaketak sendoa dirudi, baina, beste batzuetan, oso litekeena da erregistratutako aldaketaren zati bat, gutxienez, alborapen metodologikoen ondorioz izatea. Esate baterako, udako zenbait espezieetan –hala nola sasi-txinboa edo benarriz nabarra– gerta daiteke pasean dauden banakoak detektatzea, ar kantariak barne, jarraipen xehea egiten ez bada ugaltzaile posible gisa (A1 eta A2 kodeak, baita B3 ere) sailka daitezkeen egunetan, nahiz eta egiazki ez izan ugaltzaile. Oraingo atlasean, irizpide fenologiko eta portaerazko zorrota aplikatu da, era horretan aipatutako zirkunstantziaren ondorioz espezie-mota horren banaketa-eremua gainestimatzeko (xehetasun gehiagorako, ikusi Metodologia). Zalantzarik gabe, horrek eragin du 2003ko atlasarekiko ikusten dugun aldaketaren zati bat.

**(6) Mendiak.** Goi-mendiko habitatari lotutako 6 espezieetatik 2k ez dute aldaketarik izan, 3 espezieek (% 50) banaketa-tartea murriztu dute eta batek handitu. Hala ere, murrizketa hori egungo atlasean prospekzio sakonagoa egitearen eta iragazki fenologiko zorrotzagoa aplikatzearen ondorioz izan daiteke; hala ere, kasu guztietan ez da zertan horrela izan. Esate baterako, harkaitz-zozo urdinak murriztu egin du bere banaketa-eremua Euskadin, eta hori bat dator espezie horri dagokionez Estatuan ikusten denarekin<sup>[2]</sup>. Ugatza da banaketa-eremua handitu duen espeziea, eta Aralarren populazio-kokagune bat finkatzearen ondorioz da hori, espeziea Pirinioetatik mendebalderantz hedatzen ari delako prozesuaren barruan.

**(7) Hiriguneak.** Habitat horrekin lotzen diren hegazti gehienek ez dute banaketa-eremua aldatu Euskadin (8 espezie, % 66,6), baina 3k handitu egin dute (% 25), eta bakarrik murriztu egin da. Gora egin dutenen artean, enara ipurgorria nabarmendu behar da, Euskadi kolonizatu berri duen espeziea. Beste muturrean, bele txikia nabarmetzen

colonias e incluso cierto declive o desaparición de colonias históricas<sup>[15]</sup>.

**(4) Medios agrarios.** Es uno de los hábitats donde un mayor número de especies reduce su área de distribución (14 especies, 30%). Esta tendencia es común al fenómeno general de declive en toda Europa y pone de manifiesto la necesidad de llevar a cabo medidas de gestión eficaces que permitan revertir las prácticas que, ligadas a la intensificación, contribuyen a una pérdida general de la biodiversidad en este tipo de hábitats<sup>[610,611]</sup>. En paralelo, la contracción de la distribución de varias especies de medios agrarios también se explica por el abandono del campo que conlleva el desarrollo de la masa forestal. Este proceso, natural, devuelve al territorio los hábitats potenciales y, aunque es negativo para las aves asociadas a medios abiertos, beneficia a las aves de carácter forestal.

**(5) Medios arbustivos.** Otro de los hábitats en los que la pérdida de especies es alta (5 especies, 45,5%). Se trata de un medio inestable en Euskadi, al conformarse como consecuencia de la transición de espacios abiertos (prados y pastos) hacia zonas boscosas autóctonas. Su existencia se debe al manejo para evitar el desarrollo forestal y mantener espacios abiertos que, con el tiempo y en ausencia de suficiente ganado, se cubren de arbustos (principalmente brezales, argomales y espinares). Mientras que en algunas de las especies de este hábitat que reducen su área de distribución respecto al atlas de 2003 el cambio parece sólido (caso del escribano montesino), en otras es muy posible que al menos una parte del cambio registrado se deba a sesgos de carácter metodológico. Así por ejemplo hay especies estivales como la curruca zarcera o la buscarla pintoja en las que es posible detectar individuos en paso, incluyendo machos cantores, en fechas para las que si no se hace un seguimiento fino pueden clasificarse como reproductores posibles (códigos A1 y A2, incluso B3) cuando en realidad no lo son. En el actual Atlas se ha aplicado un criterio fenológico y comportamental estricto para evitar sobreestimar el área de distribución de este tipo de especies debido a esta circunstancia (para más detalles ver la Metodología), lo que sin duda ha generado una parte del cambio que observamos respecto al atlas de 2003.

**(6) Montañas.** De las 6 especies ligadas al hábitat de alta montaña, 2 no muestran cambio, mientras que 3 (50%) disminuyen su rango de distribución y una lo incrementa. Esta disminución, no obstante, podría ser debida a una prospección más exhaustiva en el actual Atlas y a la aplicación de un filtro fenológico más estricto, aunque no debe de ser así en todos los casos. Por ejemplo, el roquero solitario reduce su área de distribución en Euskadi, lo que coincide con lo que se observa para esta especie en el Estado<sup>[2]</sup>. La especie que aumenta su área de distribución es el quebrantahuesos y se debe al asentamiento de un territorio en Aralar, asociado al proceso de expansión de la especie hacia el oeste desde los Pirineos.

**(7) Núcleos urbanos.** El grueso de las aves que se asocian a este hábitat no cambian su área de distribución en Euskadi (8 especies, 66,6%), mientras que 3 lo aumentan (25%) y tan solo una disminuye. Entre las que aumentan cabe destacar la golondrina dáurica, especie de reciente colonización en Euskadi. En el lado opuesto destaca la grujilla,

da. Espezie hori Espainiako beste eremu askotan ere gainbeheran dago, eta, Euskadiren kasuan, izugarri murriztu du populazioa; Gasteizko hirigunean bakarrik geratzen dira bakar batzuk<sup>[96]</sup>.

**(8) Harkaitzak.** Habitat horretan, 10 espezetatik 9tan ez da aldaketarik izan 2003ko atlasarekin alderatuta, eta, beraz, oso habitat egonkorra da. Zalantzarik gabe, harkaitzen habitat bereziarekin lotzen diren hegaztiak kontserbatzeko, funtsezkoak dira bertan ugaltzen diren harrapariak monitorizatzeko eta babesteko egiten diren ahaleginak. Testuinguru horretan, nabarmendu behar da eskalada mugatu egin dela eremurik sentikorrenetan<sup>[252]</sup> eta habitatak berez duen iristeko zailtasunak, sarritan, haren babesa bermatzen duela.

Ondorio gisa, 2003an Espainian hegazti habiagileen atlaserako Euskadin egin ziren prospekzioen (1998-2001 zentsuak) eta atlas honetarako egindakoen artean (2016-2020) dagoen denbora-tartean, hezeguneekin lotzen diren espezieek banaketa-eremua handitu egin dute, eta nekazaritza-inguruneetako askok, berriz, murriztu. Emaiza horiek bat datoz eskala geografiko handiagoetan ikusten diren joerekin, bai Estatuan<sup>[2,96]</sup>, bai Europan<sup>[1,70]</sup>. Oro har, espezie urtar askoren hobekuntza oso nabarmena erakusten dute –horien artean anatido ugari, podizipediformeak, erralidoak eta ardeidoak–, bai eta nekazaritza-inguruneen mende dauden hegaztien gainbehera orokorra ere. Zenbait espezie-fitxatan deskribatu den bezala, Euskadiko landa-inguruneke hegaztien gainbeherak iruzkin bat merezi du. Oso litekeena da gainbehera hori azaltzen duten arrazoiak eskualdetik eskualdera desberdinak izatea, baina kasu guztietan nekazaritzako eta abeltzaintzako eredu tradizionalaren desagertapenean oinarritzen dela dirudi. Kantauri aldean (hau da, Gipuzkoan eta Bizkaiko zati handi batean), beherakada lotua dago landazabaleko paisaiatik belardiak eta larreak pixkanaka alde batera uztearekin eta horren ondorioz baso-habitategen edo zuhaixka-habitategen ordezkatzearekin (nahita baso-landaketak egin direlako, edo bestela, abandonatu ondoren, landaredia garatu delako) eta hiri-garapenarekin. Horrez gain, laborantza-areagotzeak ere –plagizidak eta ongarririk erabiltzeari lotua– eragin lezake eskualde kantauriarreko nekazaritza-inguruneetako espezie askotan ikusten dugun gainbehera ere. Mediterraneo aldean nekazaritza-jarduera handia dago oraindik, eta, bertan, habitat horiek erabiltzen dituzten hegaztien gainbeheraren jatorri nagusia nekazaritzaren areagotzea<sup>[572,610,612,613]</sup> izan daiteke. Izan ere, jarduera kaltegarriak eragiten ditu horrek, sarritan biodibertsitatearen kontserbazioarekin bateraezina; besteak beste, ongarririk kimikoak erabiltzea, bai eta sintesiko produktu fitosanitarioak (herbizidak, intsektizidak, etab.) eta hazi blindatuak ere, eta, halaber, heskai-mugak suntsitzea, lurgorriak, alfer-lurrak eta etzeak desagertzea, etab<sup>[611]</sup>. Abeltzaintza uzteak ere –batez ere ardiarena– gainbehera eragin du nekazaritzako habitat irekiei lotutako hegazti-espezie batzuetan<sup>[128]</sup>. Ureztatzeak martxan jartzea ere kaltegarria da nekazaritza-inguruneetako hegaztientzat<sup>[614]</sup>. Azkenik, zerealaren ordez beste labore-mota batzuk sartzea ere (mahatsondoa, adibidez) nekazaritza-inguruneetako espezie batzuen gainbeheraren arrazoietakoa bat da, batez ere Arabako Errioxan<sup>[128]</sup>.

una especie que está también en declive en muchas otras zonas de España y que en el caso de Euskadi ha reducido drásticamente su población, llegando al reducido núcleo asociado al centro urbano de Vitoria-Gasteiz<sup>[96]</sup>.

**(8) Roquedos.** En este hábitat, en 9 de 10 especies no se registra cambio respecto al atlas de 2003, lo que lo convierte en un hábitat muy estable. Sin lugar a dudas, los esfuerzos que se llevan a cabo en la monitorización y para proteger a las rapaces que crían en los roquedos son factores clave en la conservación de las aves que se asocian a este particular hábitat. En este contexto, debe destacarse la limitación de la escalada en las zonas más sensibles<sup>[252]</sup>, así como el hecho de que la inaccesibilidad natural del hábitat ya es garantía, a menudo, de su protección.

En conclusión, durante el periodo que dista entre las prospecciones que se llevaron a cabo en Euskadi para el atlas de aves nidificantes de España publicado en 2003 (censos 1998-2001) y el presente Atlas (2016-2020), las especies que se asocian a humedales han aumentado su área de distribución, mientras que una buena parte de las que ocupan los medios agrarios la han reducido. Estos resultados están en línea con las tendencias que se observan a escalas geográficas mayores, tanto a nivel estatal<sup>[2,96]</sup> como europeo<sup>[1,70]</sup>, y que en su conjunto reportan una mejora muy sustancial de un gran número de especies acuáticas, entre ellas muchas anátidas, podicipediformes, rálidos y ardeidas, así como un declive general de las aves que dependen de medios agrarios. Tal y como se ha descrito en varias fichas de especies, el declive de las aves del medio rural en Euskadi merece un comentario. Es muy posible que las causas que expliquen este declive varíen regionalmente, aunque en todos los casos su origen parece fundamentarse en la desaparición del modelo agroganadero tradicional. En la zona cantábrica (esto es, fundamentalmente en Gipuzkoa y buena parte de Bizkaia), el descenso estaría asociado al progresivo abandono de los prados y pastos del paisaje de campiña para ser reemplazados por hábitats boscosos o arbustivos (bien intencionadamente para su suplantación por plantaciones forestales o debido al desarrollo de la vegetación tras el abandono) y al desarrollo urbano. Adicionalmente, la intensificación, asociada al uso de plaguicidas y abonos, podría promover también el declive que observamos en muchas especies de medios agrarios de la región cantábrica. En la zona mediterránea, en donde aún existe una intensa actividad agrícola, el origen del declive de las aves que utilizan estos hábitats podría explicarse, principalmente, por la intensificación agraria<sup>[572,610,612,613]</sup>, la cual trae consigo prácticas dañinas y a menudo incompatibles con la conservación de la biodiversidad, que incluyen el uso de abonos químicos, fitosanitarios de síntesis (herbicidas, insecticidas, etc.) y semillas blindadas, así como la destrucción de linderos de seto, la desaparición de barbechos, eriales y baldíos, etc.<sup>[611]</sup>. El abandono del pastoreo, sobre todo el ovino, también causa declive en algunas especies de aves asociadas a hábitats agrarios abiertos<sup>[128]</sup>. La puesta en marcha de regadíos, igualmente, es perjudicial para las aves de medios agrarios<sup>[614]</sup>. Por último, el reemplazamiento del cereal por otro tipo de cultivos, como la vid, también está detrás del declive que se observa para ciertas especies de medios agrarios, sobre todo en Rioja Alavesa<sup>[128]</sup>.

# BIBLIOGRAFIA / BIBLIOGRAFÍA

Atlasean behin eta berriz aipatutako iturri bibliografikoetarako erabilitako laburdurak, bereziki espezieen fitxetan.

Abreviaturas utilizadas para aquellas fuentes bibliográficas citadas recurrentemente en el Atlas, particularmente en las fichas de especies.

AEU1 Hagemejjer, W. J. M., Blair, M. J. 1997. The EBCC Atlas of European Breeding Birds. Their distribution and abundance. T & A D Poyser, London.

AEU2 Keller, V., Herrando, S., Voříšek, P., Franch, M., Kipson, M., Milanesi, P., Martí, D., Anton, M., Klvaňová, A., Kalyakin, M. V., Bauer, H.-G., Foppen, R. P. B. 2020. European Breeding Bird Atlas 2: Distribution, Abundance and Change. EBCC-Lynx Edicions, Barcelona.

AES1 Purroy, F. J. 1997. Atlas de las aves de España 1975-1995. Lynx Edicions, Barcelona.

AES2 R. Martí, J.C. Del Moral (Eds.). 2003. Atlas de las aves reproductoras de España. DGCN-SEO/BirdLife. Madrid.

AES3 Molina, B., Nebreda, A., Muñoz, A. R., Seoane, J., Real, R., Bustamante, J. 2022. III Atlas de aves en época de reproducción en España. SEO/BirdLife, Madrid.

APV1 Álvarez, J., Bea, A., Faus, J.M., Castián, E., Mendiola, I. 1985. Atlas de los vertebrados continentales de Álava, Vizcaya y Guipúzcoa (excepto Chiroptera). Gobierno Vasco, Vitoria-Gasteiz.

BWP Cramp, S., Simmons, K. E. L. 1977-1994. The Birds of the Western Palearctic. 9 vol. Oxford University Press, Oxford.

CVEA Catálogo Vasco de Especies Amenazadas. Orden de 10 de enero de 2011, Boletín Oficial del País Vasco, así como las modificaciones posteriores a esta Orden.

HBW Del Hoyo, J., Elliot, A., Sargatal, J., Christie, D. A. 1992-2013. Handbook of the Birds of the World. 17 vol. Lynx Edicions, Barcelona.

IUCN IUCN. 2023. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2. IUCN, <https://www.iucnredlist.org>.

LRAE López-Jiménez, N. 2021. Libro Rojo de las aves de España. SEO/BirdLife, Madrid.

PECBMS 2019. Trends in common birds in Europe. EBCC-BirdLife International.

Lan honetan aipatutako iturri bibliografikoen zerrenda orokorra.

Listado general de fuentes bibliográficas citadas en esta obra.

1. Keller, V., Herrando, S., Voříšek, P., Franch, M., Kipson, M., Milanesi, P., Martí, D., Anton, M., Klvaňová, A., Kalyakin, M.V., Bauer, H.-G., Foppen, R.P.B. 2020. European Breeding Bird Atlas 2: Distribution, Abundance and Change. European Bird Census Council - Lynx Edicions, Barcelona.
2. Molina, B., Nebreda, A., Muñoz, A.R., Seoane, J., Real, R., Bustamante, J., Del Moral, J.C. 2022. III Atlas de aves en época de reproducción en España. SEO/BirdLife, Madrid.
3. Franch, M., Herrando, S., Anton, M., Villero, D., Brotons, L. 2021. Atlas dels ocells nidificants de Catalunya: distribució i abundància 2015–2018 i canvi des de 1980. Institut Català d'Ornitologia / Cossetània Edicions, Barcelona.
4. Álvarez, J., Bea, A., Faus, J.M., Castián, E., Mendiola, I. 1985. Atlas de los vertebrados continentales de Álava, Vizcaya y Guipúzcoa (excepto Chiroptera). Gobierno Vasco, Vitoria-Gasteiz.
5. Aierbe, T., Olano, M., Vázquez, J. 2001. Atlas de las aves nidificantes de Gipuzkoa. Munibe, Supl. 52.
6. Martí, R., Del Moral, J.C. 2003. Atlas de las aves reproductoras de España. DGCN-SEO/BirdLife, Madrid.
7. Zuberogoitia, I., Laso, M., Egunez, A., Azkona, A., De Juan, S., González de Buitrago, C., Belamendia, G., De Siria Apao-laza, R., Gracianteparaluceta, A., Aguirre, I., Fuente, N., Gómez, J., López, E., López de Armentia, A., López de Luzuriaga, J., Malo, D., Manzano, J., Martínez, I., Ocariz, J.I., Prats, S., Santos, R., Webster, B. 2020. Censo de aves nocturnas de Euskadi, 2018. Munibe, Cienc. nat. 68, 7-28.
8. Rouco, M., Copete, J.L., De Juana, E., Gil-Velasco, M., Lorenzo, J.A., Martín, M., Milá, B., Molina, B., Santos, D.M. 2022. Lista de las aves de España. Edición de 2022. SEO/BirdLife, Madrid.
9. Pinilla, J. 2000. Manual para el anillamiento científico de aves. SEO/BirdLife y DGCN-MIMAM, Madrid.
10. Fernández, J.M. 2006. Censo de aves acuáticas nidificantes en la Comunidad Autónoma del País Vasco. Temporada 2005. Gobierno Vasco. Inédito.
11. Arizaga, J., Fernández-García, J.M. 2022. Tendencias poblacionales, distribución y evaluación de la metodología de censos de aves acuáticas nidificantes en Euskadi durante el periodo 2005-2017. Munibe, Cienc. nat. 70, 65-84.
12. Zuberogoitia, I., Martínez, J.E., González-Oreja, J.A., de Buitrago, C.G., Belamendia, G., Zabala, J., Laso, M., Pagaldai, N., Jiménez-Franco, M.V. 2020. Maximizing detection probability for effective large-scale nocturnal bird monitoring. Divers. Distrib. 26, 1034-1050.

13. Alfonso, M.C. 2019. Censo de cormorán moñudo en Gipuzkoa, 2019. Itsas Enara Ornitologi Elkarte. Inédito.
14. Hidalgo, J., Zárraga, M. 2019. El cormorán moñudo (*Phalacrocorax aristotelis*) en el Territorio Histórico de Bizkaia. Censo general y seguimiento de colonias control. Inédito.
15. Arizaga, J., Galarza, A., Delgado, S., Zorrozuza, N., Aldalur, A., Carazo, Ó., Zubiaur, J. 2022. Declive de la población reproductora de gaviota patiamarilla *Larus michahellis* en la costa vasca (Cantábrico oriental) durante el periodo 2000-2021. *Munibe, Cienc. nat.* 70, 7-19.
16. Arizaga, J., Galarza, A. 2020. Primeros datos sobre la colonización de la costa vasca por el gavión atlántico *Larus marinus* L., 1758. *Munibe, Cienc. nat.* 68, 137-147.
17. Escandell, V., Escudero, E., Del Moral, J.C. 2020. Obtención de indicadores del estado de la biodiversidad en el País Vasco a través del programa de aves comunes reproductoras de SEO/BirdLife, temporada 2020. SEO/BirdLife. Inédito.
18. Guerrero, M., Zufiaur, F. 2019. Censo de rapaces forestales en el Parque Natural de Aizkorri-Aratz. Diputación Foral de Álava. Inédito.
19. Guerrero, M., Zufiaur, F. 2020. Censo de rapaces forestales en la ZEC/ZEPA ValderejoSobrón-Sierra de Árcena. Diputación Foral de Álava. Inédito.
20. Guerrero, M., Zufiaur, F. 2021. Censo de rapaces forestales en el Parque Natural de Izki. Diputación Foral de Álava. Inédito.
21. Equinoccio Natura. 2018. Estudio de las aves montañas no forestales en la ZEC Gorbeia y ZEC/ZEPA ValderejoSobrón-Sierra de Árcena. Diputación Foral de Álava. Inédito.
22. Belamendia, G., Canabal, A. 2007. Contribución al conocimiento y situación del alcaraván común (*Burhinus oedicnemus*) en la Comunidad Autónoma del País Vasco. Hontza Elkarte. Inédito.
23. Consultora de Recursos Naturales. 2020. Censo de la población reproductora de la tortola europea (*Streptopelia turtur*) durante el año 2020, análisis de su evolución y tendencias desde 2006 y evaluación de su estado de conservación. Consultora de Recursos Naturales, para Gobierno Vasco. Inédito.
24. Tellería, J.L., Asensio, B., Díaz, M. 1999. Aves Ibéricas. II. Paseriformes. J. M. Reyero (Ed.), Madrid.
25. Anton, M., Herrando, S., Garcia, D., Ferrer, X., Cebrian, R. 2017. Atlas dels ocells nidificants de Barcelona. Ayuntamiento de Barcelona/ICO/UB/Zoológico de Barcelona, Barcelona.
26. Knaus, P., Antoniazza, S., Wechsler, S., Guélat, J., Kéry, M., Strebel, N., Sattler, T., Chardonens, M. 2018. Atlas des oiseaux nicheurs de Suisse 2013-2016. Distribution et évolution des effectifs des oiseaux en Suisse et au Liechtenstein. Vogelwarte Sempach, Sempach.
27. Carrascal, L.M., Palomino, D. 2008. Las aves comunes reproductoras en España. Población en 2004-2006. SEO/BirdLife, Madrid.
28. Arizaga, J., Laso, M., Aranguren, I., Goikoetxea, J., Jauregi, J.I., Martínez, J., Sánchez, J.M. 2019. Testing for the effect of meteorological conditions on transient dynamics of a reed warbler *Acrocephalus scirpaceus* population breeding in northern Iberia. *J. Ornithol.* 161, 351-357.
29. Arizaga, J., Mendiburu, A., Alonso, D. 2010. Non-breeding reed warblers *Acrocephalus scirpaceus* (Hermann, 1804) in June in southern Europe: local or still migrating birds? *Bel. J. Zool.* 140, 74-76.
30. Alonso, D., Arizaga, J. 2013. The impact of vagrants on apparent survival estimation in a population of Common Crossbills (*Loxia curvirostra*). *J. Ornithol.* 154, 209-217.
31. Griffith, S.C., Owens, I.P.F., Thuman, K.A. 2002. Extra pair paternity in birds: a review of interspecific variation and adaptive function. *Mol. Ecol.* 11, 2195-2212.
32. Brouwer, L., Griffith, S.C. 2019. Extra-pair paternity in birds. *Mol. Ecol.* 28, 4864-4882.
33. Johnsen, A., Andersen, V., Sunding, C., Lifjeld, J.T. 2000. Female bluethroats enhance offspring immunocompetence through extra-pair copulations. *Nature* 406, 296-299.
34. Arizaga, J., Andueza, M., Tamayo, I. 2013. Spatial behavior and habitat use of first-year Bluethroats *Luscinia svecica* stopping over at coastal marshes during the autumn migration period. *Acta Ornithol.* 48, 17-28.
35. Andueza, M., Arizaga, J., Barba, E., Tamayo-Uria, I. 2014. Spatial distribution and habitat use of reed warblers *Acrocephalus scirpaceus* during the autumn migration period. *Behaviour* 151, 799-817.
36. Guisan, A., Zimmermann, N.E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecol. Model.* 135, 147-186.
37. Turner, M.G., Gardner, R.H. 2015. Landscape ecology in theory and practice. Springer, New York.
38. Quinn, G.P., Keough, M.J. 2002. Experimental design and data analysis for biologists. Cambridge University Press, Cambridge.
39. Vaughan, I.P., Ormerod, S.J. 2003. Improving the quality of distribution models for conservation by addressing shortcomings in the field collection of training data. *Conserv. Biol.* 17, 1601-1611.
40. Franklin, J.F. 2010. Mapping species distributions: spatial inference and prediction. Cambridge University Press, Cambridge.
41. MacKenzie, D.I., Nichols, J.D., Royle, J.A., Pollock, K.H., Bailey, L.L., Hines, J.E. 2017. Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence. Elsevier, Berlin.
42. Kéry, M., Royle, J.A. 2020. Applied Hierarchical Modeling in Ecology: Analysis of distribution, abundance and species richness in R and BUGS: Volume 2: Dynamic and Advanced Models. Academic Press, London.
43. Sutherland, W.J. 2000. The Conservation Handbook. Research, Management and Policy. Blackwell Science, Oxford.
44. Donald, P.F., Fuller, R.J. 1998. Ornithological atlas data: a review of uses and limitations. *Bird Stud.* 45, 129-145.
45. Purroy, F.J. 1997. Atlas de las aves de España 1975-1995. Lynx Edicions, Barcelona.
46. Hagemeyer, W.J.M., Blair, M.J. 1997. The EBCC Atlas of European Breeding Birds. Their distribution and abundance. T & A D Poyser, London.

47. Dennis, R.L.H., Shreeve, T.G., Sparks, T.H., Lhonore, J.E. 2002. A comparison of geographical and neighbourhood models for improving atlas databases: the case of the French butterfly atlas. *Biol. Conserv.* 108, 143-159.
48. Burnham, K.P., Anderson, D.R. 1998. *Model Selection and Inference. A Practical Information Theoretic Approach.* Springer-Verlag, New York.
49. Bibby, C.J., Burgess, N., Hill, D.A., Mustoe, S.H. 2000. *Bird Census Techniques.* Academic Press, London.
50. Estrada, J., Pedrocchi, V., Brotons, L., Herrando, S. 2004. *Atlas dels ocells nidificants de Catalunya 1999–2002.* Institut Català d'Ornitologia (ICO)/Lynx Edicions, Barcelona.
51. García, E., García-Rovés, P., Vigil, A., Alonso, L.M., Fernández, M.A., Silva, G., Pascual, D., Álvarez, D. 2014. *Atlas de Aves Nidificantes de Asturias.* Coordinadora Ornitológica d' Asturias, Avilés.
52. Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Laake, J.L., Borchers, D.L., Thomas, L. 2001. *Introduction to distance sampling.* Oxford University Press, Oxford.
53. Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Laake, J.L., Borchers, D.L., Thomas, L. 2007. *Advanced distance sampling.* Oxford University Press, New York.
54. Järvinen, O. 1976. Estimating relative densities of breeding birds by the line transect method. II Comparison between two methods. *Ornis Scand.* 7, 43-48.
55. Järvinen, O., Väisänen, R.A. 1975. Estimating relative densities of breeding birds by line transect method. *Oikos* 26, 316-322.
56. Järvinen, O., Väisänen, R.A. 1976. Estimating relative densities of breeding birds by the line transect method. IV. Geographical constancy of the proportion of main belt observations. *Ornis Fen.* 53, 87-91.
57. Carrascal, L.M., Seoane, J., Polo, V. 2010. A shortcut to obtain reliable estimations of detectability in extensive multi-specific census programs. Theoretical and empirical demonstrations. *Bird Numbers 2010. Monitoring, indicators and targets.* 18th Conference of the European Bird Census Council (EBCC). Cáceres, Spain.
58. Arizaga, J., Laso, M., Rodríguez-Pérez, J., Zorroza, N., Pagaldai, N., Carrascal, L.M. 2021. *Atlas de aves nidificantes en San Sebastián.* Sociedad de Ciencias Aranzadi-Ayuntamiento de San Sebastián, Donostia.
59. Cody, M.L. 1985. *Habitat selection in birds.* Academic Press, Orlando.
60. Verner, J., Morrison, M.L., Ralph, C.J. 1986. *Wildlife 2000: modeling habitat relationships of terrestrial vertebrates.* Univ. of Wisconsin Press, Madison.
61. Morrison, M.L., Marcot, B.G., Mannon, R.W. 1998. *Wildlife-habitat relationships. concepts and applications.* Univ. of Wisconsin, Wisconsin.
62. Wiens, J.A. 1989. *The ecology of bird communities.* Vol. 2. Cambridge Univ. Press, Cambridge.
63. Breiman, L. 2001. Random forests. *Machine Learn.* 45, 15-32.
64. Cutler, D.R., Edwards, T.C., Beard, K.H., Cutler, A., Hess, K.T. 2007. Random forests for classification in ecology. *Ecology* 88, 2783-2792.
65. Legendre, P. 1993. Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm? *Ecology* 74, 1659-1673.
66. Tellería, J.L., Ramírez, A., Galarza, A., Carbonell, R., Pérez-Tris, J., Santos, T. 2009. Do migratory pathways affect the regional abundance of wintering birds? A test in northern Spain. *J. Biogeogr.* 36, 220-229.
67. Davison, A.C., Hinkley, D.V. 1997. *Bootstrap methods and their application.* Cambridge University Press, Cambridge.
68. Podhrázký, M., Musil, P., Musilová, Z., Zouhar, J., Adam, M., Závora, J., Hudec, K. 2017. Central European Greylag Geese *Anser anser* show a shortening of migration distance and earlier spring arrival over 60 years. *Ibis* 159, 352-365.
69. Rodríguez, M., Palacios, J. 2018. *Ánsar común - Anser anser.* En: Sanz, J.J., Amat, J.A. (Ed.), *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Ibéricos.* Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. Disponible en: <http://www.vertebradosibericos.org>.
70. BirdLife International. 2021. *European Red List of Birds.* Publications Office of the European Union, Luxembourg.
71. Tellería, J.L., Díaz, M., Asensio, B. 1996. *Aves Ibéricas. I. No Paseriformes.* J. M. Reyero (Ed.), Madrid.
72. Arizaga, J. 2019. *Estudio y seguimiento de aves en un espacio natural: marismas de Txingudi.* Técnicas en Biología de la Conservación n. 7. Tundra, Castellón.
73. Arizaga, J., Cepeda, X., Maguregi, J., Unamuno, E., Ajuria-gogeoaskoa, A., Borregón, L., Azkona, A., Unamuno, J.M. 2014. The influence of the creation of a lagoon on waterbird diversity in Urdaibai, Spain. *Waterbirds* 37, 111-118.
74. Lobo, L. 2005. *Análisis de los censos de aves acuáticas nidificantes en los humedales de Salburua (Vitoria-Gasteiz, Álava). Período 1995- 2004.* CEA-Ayuntamiento de Vitoria-Gasteiz. Inédito.
75. HAZI. 2017. *Censos de aves acuáticas nidificantes en la Comunidad Autónoma del País Vasco.* Gobierno Vasco. Inédito.
76. Bjerke, T., Østdahl, T., Kleiven, J. 2003. Attitudes and activities related to urban wildlife: Pet owners and non-owners. *Anthozoös* 16, 252-262.
77. Galbraith, J.A., Beggs, J.R., Jones, D.N., McNaughton, E.J., Krull, C.R., Stanley, M.C. 2014. Risks and drivers of wild bird feeding in urban areas of New Zealand. *Biol. Conserv.* 180, 64-74.
78. Gere, G., Andrikovics, S. 1994. Feeding of ducks and their effects on water quality. *Hydrobiologia* 279, 157-161.
79. HAZI. 2013. *Censos de aves acuáticas nidificantes en la Comunidad Autónoma del País Vasco. Año 2013.* Gobierno Vasco, Vitoria-Gasteiz.
80. Amat, J.A., Ballesteros, G., Salvador, A. 2021. Pato colorado – *Netta rufina* (Pallas 1773). En: López, P., Martín, J. (Ed.), *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Ibéricos.* Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. Disponible en: <http://www.vertebradosibericos.org>.
81. Belamendia, G. 2008. Noticiario ornitológico: Pato colorado *Netta rufina*. *Ardeola* 55, 290.
82. González, R., Pérez-Aranda, D. 2011. *Las aves acuáticas en España, 1980-2009.* SEO/BirdLife, Madrid.
83. Nuevo, J.A., Fernández de Montoya, E. 2000. *Censos de aves acuáticas nidificantes en las zonas húmedas alavesas.* Diputación Foral de Álava. Inédito.



84. Rodríguez, M., Palacios, J. 2021. El declive de las aves esteparias en Villafáfila. *Quercus* 426, 14-21.
85. Román, F., Lobo, J.L., Fernández, R. 2015. Anuario Ornitológico de la provincia de Burgos 4. Burgos.
86. Puigcerver, M., Sardà-Palomera, F., Rodríguez-Teijeiro, J.D. 2022. Codorniz Común – *Coturnix coturnix*. En: López, P., Martín, J., Casas, F. (Ed.), Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Ibéricos. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. Disponible en: <http://www.vertebradosibericos.org>
87. Rodríguez-Teijeiro, J.D., Sardà-Palomera, F., Nadal, J., Ferrer, X., Ponz, C., Puigcerver, M. 2009. The effects of mowing and agricultural landscape management on population movements of the common quail. *J. Biogeogr.* 36, 1891-1898.
88. Noval, A. 1967. Estudio de la avifauna de Guipúzcoa. *Munibe, Cienc. nat.* 19, 5-78.
89. Puigcerver, M., Sardà-Palomera, F., Rodríguez-Teijeiro, J.D. 2012. Determining population trends and conservation status of the common quail (*Coturnix coturnix*) in Western Europe. *Anim. Biodiver. Conserv.* 35, 343-352.
90. Rodríguez-Teijeiro, J.D., Sardà-Palomera, F., Alves, I., Bay, Y., Beça, A., Blanchy, B., Borgogne, B., Bourgeon, B., Colaço, P., Gleize, J., Guerreiro, A.S., Maghnouj, M., Rieutort, C., Roux, D., Puigcerver, M. 2010. Monitoring an management of common quail *Coturnix coturnix* populations in their Atlantic distribution area. *Ardeola* 57 (Especial), 135-144.
91. Puigcerver, M., Sanchez-Donoso, I., Vilà, C., Sardà-Palomera, F., Morales-Rodríguez, P.A., Caballero de la Calle, J.R., Rodríguez-Teijeiro, J.D. 2013. Hibridación entre la codorniz común (*Coturnix coturnix*) y la codorniz de granja: estado de un problema de conservación. *Ecosistemas* 22, 48-53.
92. Guzmán, J.L., Viñuela, J., Carranza, J., Porras, J.T., Arroyo, B. 2020. Red-legged partridge *Alectoris rufa* productivity in relation to weather, land use, and releases of farm-reared birds. *Eur. J. Wildl. Res.* 66, 87.
93. Casas, F., Mougeot, F., Sanchez-Barbudo, I., Davila, J.A., Viñuela, J. 2012. Fitness consequences of anthropogenic hybridization in wild red-legged partridge (*Alectoris rufa*, Phasianidae) populations. *Biol. Invasions* 14, 295-305.
94. García, C.B., Bonafonte, J.I., Gálvez, A., Martínez-Sañudo, M.J., Basurco, A., Arruga, M.V. 2009. Detección de introgresión de genes de perdiz chúcar (*Alectoris chukar*) en poblaciones silvestres de perdiz roja (*A. rufa*) de la provincia de Álava. XIII Jornadas sobre Producción Animal, Tomo I, 57-59.
95. Buenestado, F.J., Ferreras, P., Blanco-Aguilar, J.A., Tortosa, F.S., Villafuerte, R. 2009. Survival and causes of mortality among wild Red-legged partridges *Alectoris rufa* in southern Spain: implications for conservation. *Ibis* 151, 720-730.
96. López-Jiménez, N. 2021. Libro Rojo de las aves de España. SEO/BirdLife, Madrid.
97. Zuberogoitia, I. 2018. Evaluación del estado de conservación de las aves nocturnas de Euskadi. Icarus Estudios Medioambientales. Inédito.
98. Sharps, K., Henderson, I., Conway, G., Armour-Chelu, N., Dolman, P.M. 2015. Home-range size and habitat use of European Nightjars *Caprimulgus europaeus* nesting in a complex plantation-forest landscape. *Ibis* 157, 260-272.
99. Tucker, G.M., Heath, M.F. 2004. Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. BirdLife International, Cambridge.
100. Hölzinger, J. 1987. Die Vögel BadenWürttembergs (Avifauna Baden-Württemberg). 1. Bd.: Gefährdung und Schutz, 2. Teil: Artenschutzprogramm Baden-Württemberg: Artenhilfsprogramme. Ulmer Verl., Stuttgart.
101. Araujo, M.B., Guilhaumon, F., Neto, D.R., Pozo, I., Calmaestra, R. 2011. Impactos, vulnerabilidad y adaptación al cambio climático de la biodiversidad española. 2. Fauna de vertebrados. Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino, Madrid.
102. Blanco, G. 2003. La chova piquirroja en edificios históricos de Segovia: un modelo de conservación del patrimonio natural y artístico. Caja Segovia, Segovia.
103. Paniagua, D., Illana, A., Echeagaray, J. 2011. Fauna en edificios históricos. Guía para compatibilizar la restauración y el mantenimiento de estos edificios con la presencia de fauna silvestre. Gaden. Inédito.
104. Garcia, S., Granell, L. 2019. Arquitectura i fauna urbana. Ajuntament de Barcelona, Barcelona.
105. Mayer, E. 2022. Swift Nest Bricks – Installation and Suppliers Swift Conservation. Available from: [www.swift-conservation.org](http://www.swift-conservation.org)
106. Wortha, S., Arndt, E. 2004. Acceptance of nest boxes by the Common Swift (*Apus apus*) in Berlin. *Ber. Vogelschutz* 41, 113-126.
107. Luniak, M., Grzeniewski, M. 2011. Nest-boxes for the common swift *Apus apus* experience from Poland. *Ecologia Urbana* 23, 3-5.
108. Schaub, T., Meffert, P.J., Kerth, G. 2015. Nest-boxes for Common Swifts *Apus apus* as compensatory measures in the context of building renovation: efficacy and predictors of occupancy. *Bird Conserv. Int.* 26, 164-176.
109. Newell, D. 2019. A test of the use of artificial nest forms in common swift *Apus apus* nest boxes in southern England. *Conserv. Evid.* 16, 24-26.
110. Arizaga, J., Belamendia, G., Calleja, D., Cañadas, J., De Dios, C., Gainzarain, J.A., Gorospe, G. 2020. Informe sobre aves raras en Euskadi en 2019. *Munibe, Cienc. nat.* 68, 203-219.
111. Soler, J.J. 2012. Críalo europeo – *Clamator glandarius*. En: Salvador, A., Morales, M.B. (Ed.), Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Ibéricos. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. Disponible en: <http://www.vertebradosibericos.org>
112. Martínez, J.G. 1994. Relaciones entre el críalo (*Clamator glandarius*) y la Urraca (*Pica pica*) en la Hoya de Guadix. Tesis doctoral. Univ. de Granada, Granada.
113. Willemoes, M., Strandberg, R., Klaassen, R.H.G., Tøttrup, A.P., Vardanis, Y., Howey, P.W., Thorup, K., Wikelski, M., Alerstam, T. 2014. Narrow-front loop migration in a population of the Common Cuckoo *Cuculus canorus*, as revealed by satellite telemetry. *PLOS ONE* 9, e83515.
114. Hewson, C.M., Thorup, K., Pearce-Higgins, J.W., Atkinson, P.W. 2016. Population decline is linked to migration route in the Common Cuckoo. *Nature Com.* 7, 12296.
115. Denerley, C., Redpath, S.M., van der Wal, R., Newson, S.E., Chapman, J.W., Wilson, J.D. 2019. Breeding ground correlates of the distribution and decline of the Common Cuckoo *Cuculus canorus* at two spatial scales. *Ibis* 161, 346-358.
116. Zwarts, L., Bijlsma, R.G., van der Kamp, J., Wymenga, E. 2009. Living on the edge: Wetlands and birds in a changing Sahel. KNNV Publishing, Zeist.

117. Douglas, D.J., Newson, S.E., Leech, D.I., Noble, D.G., Robinson, R.A. 2010. How important are climate-induced changes in host availability for population processes in an obligate brood parasite, the European cuckoo? *Oikos* 119, 1834-1840.
118. Saino, N., Rubolini, D., Lehikoinen, E., Sokolov, L.V., Bonisoli-Alquati, A., Ambrosini, R., Boncoraglio, G., Møller, A.P. 2009. Climate change effects on migration phenology may mismatch brood parasitic cuckoos and their hosts. *Biol. Lett.* 5, 539-541.
119. Johnston, R.F., Janiga, M. 1995. *Feral pigeons*. Oxford University Press, Oxford.
120. Pascual, J., Senar, J.C., Uribe, F., Riba, D. 2011. Determinació dels factors ambientals que incideixen en la distribució dels coloms a la ciutat de Barcelona. Museu de Ciències Naturals de Barcelona/Agència de Salut Pública de Barcelona, Barcelona.
121. Arizaga, J., Esparza, X., Carrascal, L.M. 2022. Distribución y tamaño de la población de la paloma bravía var. doméstica (*Columba livia f. domestica*) en Pamplona. *Sociedad de Ciencias Aranzadi*. Inédito.
122. Dautel, H., Scheurer, S., Kahl, O. 1999. The pigeon tick (*Argas reflexus*): its biology, ecology, and epidemiological aspects. *J. Med. Microbiol. Virol. Parasitol. Infect. Dis.* 289, 745-753.
123. Haag-Wackernagel, D., Moch, H. 2004. Health hazards posed by feral pigeons. *J. Infect.* 48, 307-13.
124. Wormuth, H.J. 1994. Zum Problem der verwilderten Haus-tauben. *Merkblatt des Robert von Ostertag-Instituts des Bundesgesundheitsamtes*, Berlin.
125. Dell'Omo, A. 1996. Il ruolo degli escrementi dei piccioni nella bioalterazione delle rocce. Tesina di Università degli Studi di Roma 'La Sapienza', Roma.
126. Senar, J.C., Montalvo, T., Pascual, J., Peracho, V. 2016. Reducing the availability of food to control feral pigeons: changes on population size and composition. *Pest Manag. Sci.* 73, 313-317.
127. Madroño, A., González, C., Atienza, J.C. 2004. *Libro Rojo de las Aves de España*. DGB-SEO/BirdLife, Madrid.
128. Gainzarain, J.A., Belamendía, G. 2015. Las aves de distribución mediterránea en el País Vasco: abundancia y tendencia poblacional en el sur de Álava. *Munibe, Cienc. nat.* 63, 7-28.
129. Zenoni, V. 2001. Le pigeon colombin *Columba oenas*: biologie, migration et evolution des populations. Tesis doctoral. Univ. de Nantes, Nantes.
130. Butkauskas, D., Svazas, S., Bea, A., Prakas, P., Olano, I., Grishanov, G., Mischenko, A., Kozulin, A., Stanevičius, V., Báldi, A., Huysentruyt, F., Vaitkuvieo, D., Red'kin, Y.A. 2019. Designation of flyways and genetic structure of Woodpigeon *Columba palumbus* in Europe and Morocco. *Eur. J. Wildl. Res.* 65, 91.
131. De Juana, E. 1980. *Atlas ornitológico de La Rioja*. Instituto de Estudios Riojanos, Logroño.
132. Rouxel, R., Czajkowski, A. 2004. Le pigeon ramier *Columba palumbus* L. OMPO-Société de Presse Adour-Pyrénées, Lourdes.
133. Fernández-García, J.M., Gainzarain, J.A. 2004. Deriving avian population trends from atlas data in Spain: opportunities and biases at a regional scale. *Bird Census News* 17, 5-22.
134. Galarza, A., Domínguez, A. 1989. *Urdaibai: Avifauna de la ría de Guernica*. Diputación Foral de Bizkaia, Bilbao.
135. Sáenz de Buruaga, M., Onrubia, A., Fernández-García, J.M., Campos, M.Á., Canales, F., Unamuno, J.M. 2012. Breeding habitat use and conservation status of the Turtle Dove *Streptopelia turtur* in Northern Spain. *Ardeola* 59, 291-300.
136. Fisher, I., Ashpole, J., Scallan, D., Proud, T., Carboneras, C. 2018. International Single Species Action Plan for the Conservation of the European Turtle-dove *Streptopelia turtur* (2018 to 2028). RSPB-FACE. Inédito.
137. Rocha, G., Hidalgo, S.J. 2000. *Ecología de la tórtola turca (Streptopelia decaocto)*. Univ. de Extremadura, Cáceres.
138. De Kroon, G.H.J. 2004. A Comparison of two European breeding habitats of the Water Rail *Rallus aquaticus*. *Acta Ornithol.* 39, 21-27.
139. Belamendia, G., Rodríguez, A.F., Arambarri, R., Gómez, J., Ruiz de Arkaute, P. 2004. Los ráldos: revisión y situación actual de los géneros *Fulica*, *Rallus* y *Porzana* en el territorio histórico de Álava. *Hontza Natura Elkarte*. Inédito.
140. Sáez de Adana, E., Bravo, A., Esparza, X., Arizaga, J. 2014. Estudio preliminar sobre el área de campeo y uso del hábitat del rascón europeo *Rallus aquaticus* L., 1758 en Urdaibai (Bizkaia). *Munibe, Cienc. nat.* 62, 71-82.
141. Belamendia, G., Rodríguez, A., Arambarri, R. 1994. Los Ráldos (Gen. *Fulica*, *Rallus* y *Porzana*). Estatus, distribución, tasas reproductoras y medidas de protección en sus zonas de estancia en el Territorio Histórico de Álava. Inédito.
142. Galarza, A., Hidalgo, J. 2006. Diagnóstico de la fauna vertebrada asociada a los carrizales de la reserva de Urdaibai: censo y cartografía de la avifauna (2005/2006). Fundación Urdaibai. Inédito.
143. Polo-Aparisi, T. 2021. Rascló *Rallus aquaticus*. En: Polo-Aparisi, T., Polo-Aparisi, M. (Ed.), *Atlas dels ocells de València*, 164-165. Societat Valenciana d'Ornitologia (SVO), València.
144. Taylor, B., Van Perlo, B. 1998. *Rails. A Guide to the Rails, Crakes, Gallinules and Coots of the World*. Pica Press, East Sussex.
145. Fernández de Mendiola, J.A.C. 1998. Vertebrados continentales. Situación en la Comunidad Autónoma del País Vasco. Gobierno Vasco, Vitoria-Gasteiz.
146. Ferreras, P., Macdonald, D.W. 1999. The impact of American mink *Mustela vison* on water birds in the upper Thames. *J. Appl. Ecol.* 36, 701-708.
147. Melville, D.S., Shortridge, K.F. 2006. Migratory waterbirds and avian influenza in the East Asian-Australasian Flyway with particular reference to the 2003-2004 H5N1 outbreak. En: Boere, G., Galbraith, C., Stroud, D. (Ed.), *Waterbirds around the World*, 432-438. The Stationery Office, Edinburgo.
148. De Juana, E., Garcia, E. 2015. *The Birds of the Iberian Peninsula*. Helm, London.
149. Román, J., Román, F., Ansola, L.M., Palma, C., Ventosa, R. 1996. *Atlas de las aves nidificantes de la provincia de Burgos*. Caja de Ahorros del Círculo Católico, Burgos.

150. Traba, J., Delgado, M.P., Albendea, D.J., Morales, M.B. 2015. Selección de macro y microhábitat del alcaraván común (*Burhinus oedicnemus*) en dos localidades madrileñas durante la estación reproductiva. Anuario Ornitológico de Madrid 2009-2010, 59-76.
151. Arizaga, J., Azkona, A., Cepeda, X., Maguregi, J., Unamuno, E., Unamuno, J.M. 2012. Primera cita de reproducción de cigüeñuela común *Himantopus himantopus* L., 1758 en Urdaibai (Bizkaia). Munibe, Cienc. nat. 60, 253-256.
152. Lobo, L. 2003. Análisis del contingente de aves acuáticas nidificantes en el parque de Salburua. CEA, Vitoria-Gasteiz.
153. Perennou, C., Sadoul, N., Pineau, O., Johnson, A., Hafner, H. 1996. Management of nest sites for colonial waterbirds. Conservation of Wetlands, no. 4. La Tour du Valat, Arles.
154. Arroyo, G.M. 2000. Efecto del manejo humano de hábitats costeros supralitorales sobre la ecología reproductiva de la Avoceta y la Cigüeñuela en el P.N. Bahía de Cádiz: aplicación a la gestión de Espacios Naturales Protegidos. Tesis Doctoral. Univ. de Cádiz, Cádiz.
155. Krauze-Gryz, D., Gryz, J., Zmihorski, M. 2019. Cats kill millions of vertebrates in Polish farmland annually. Glob. Ecol. Conserv. 17, 5.
156. Mori, E., Menchetti, M., Camporesi, A., Cavigioli, L., Tabarelli de Fatis, K., Girardello, M. 2019. License to kill? Domestic cats affect a wide range of native fauna in a highly biodiverse Mediterranean country. Front. Ecol. Evol. 7, 477.
157. Roman, P., Didier, V., Philippe, C. 2019. Domestic cat predation on garden birds: an analysis from European ringing programmes. Ardea 107, 103-109.
158. Baker, P.J., Molony, S.E., Stone, E., Cuthill, I.C., Harris, S. 2008. Cats about town: is predation by free-ranging pet cats *Felis catus* likely to affect urban bird populations? Ibis 150, 86-99.
159. Onrubia, A. 2012. Chocha perdiz *Scolopax rusticola*. En: SEO/BirdLife (Ed.), Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010, 260-261. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente-SEO/BirdLife, Madrid.
160. Lauer, E., Sibut, P., Dutertre, B., Colinon, S., Ferrand, Y., Duchamp, C. 2003. Identification test of suitable Woodcock breeding habitats in mountain areas. Proceedings of the 6th Woodcock and Snipe Workshop. Woodcock and Snipe Specialist Group of Wetlands International and IUCN-The World Conservation Union.
161. Hoodless, A.N. 1995. Eurasia Woodcock. Brit. Birds 88, 578-592.
162. Duriez, O., Ferrand, Y., Binet, F., Corda, E., Gossmann, F., Fritz, H. 2005. Habitat selection of the Eurasian woodcock in winter in relation to earthworms availability. Biol. Conserv. 122, 479-490.
163. Braña, F., González-Quirós, P., Prieto, L., González, F. 2013. Spatial distribution and scale-dependent habitat selection by Eurasian Woodcocks *Scolopax rusticola* at the south-western limit of its continental breeding range in northern Spain. Acta Ornithol. 48, 27-37.
164. Lucio, A.J., Sáenz de Buruaga, M. 2000. La becada en España. Federación Española de Caza, Madrid.
165. Prieto, N., Tavecchia, G., Telletxea, I., Ibañez, R., Anzorregi, F., Galdos, A., Urruzola, A., Iriarte, I., Arizaga, J. 2019. Survival probabilities of wintering Eurasian Woodcocks *Scolopax rusticola* in northern Spain reveal a direct link with hunting regimes. J. Ornithol. 160, 329-336.
166. Bertolero, A., Genovart, M., Martínez-Abraín, A., Molina, B., Mouriño, J., Oro, D., Tavecchia, G. 2008. Gaviotas cabecinegra, picofina, de Audouin y tridáctila, y gavión atlántico en España. Población en 2007 y método de censo. SEO/BirdLife, Madrid.
167. Dubois, P.J., Le Maréchal, P., Oliosio, G., Yésou, P. 2008. Nouvel inventaire des oiseaux de France. Delachaux et Niestlé, Paris.
168. Ewins, P.J., Blokpoel, H., Ludwig, J.P. 1992. Recent extensions of the breeding range of Great Black-backed Gulls (*Larus marinus*) in the Great Lakes of North America. Ontario Birds 10, 64-71.
169. Washburn, B.E., Elbin, S.B., Davis, C. 2016. Historical and current population trends of Herring Gulls (*Larus argentatus*) and Great Black-Backed Gulls (*Larus marinus*) in the New York Bight, USA. Waterbirds 39, 74-86.
170. Mouriño, J. 2005. Primeros datos sobre nidificación de Gavión Atlántico (*Larus marinus*) en la Península Ibérica. VI Congreso Galego de Ornitoloxía-V Jornadas Ornitológicas Cantábricas, Viveiro.
171. Arizaga, J., Galarza, A. 2020. Primeros datos sobre la colonización de la costa vasca por el gavión atlántico *Larus marinus* L., 1758. Munibe, Cienc. nat. 68, 137-147.
172. Galarza, A. 2013. Primera reproducción del gavión atlántico *Larus marinus* L., 1758 en el País Vasco (Golfo de Vizcaya). Munibe, Cienc. nat. 61, 161-164.
173. Olsen, K.M., Larson, H. 2004. Gulls of Europe, Asia and North America. Christopher Helm, London.
174. Issa, N., Muller, Y. 2015. Atlas des oiseaux de France métropolitaine. Nidification et présence hivernale. LPO/SEOF/MNHN, Paris.
175. Alzaga, A., Herrero, A., Pagoaga, A. 2018. Première reproduction du Goéland marin *Larus marinus* dans les Pyrénées-Atlantiques. Le Casseur d'Os 18, 142-145.
176. Yésou, P. 1991. The sympatric breeding of *Larus fuscus*, *L. cachinnans* and *L. argentatus* in western France. Ibis 133, 256-263.
177. Gedeon, K., Grüneberg, C., Mitschke, A., Sudfeldt, C., Eickhorst, W., Fischer, S., Flade, M., Frick, S., Geiersberger, I., Koop, B., Kramer, M., Krüger, T., Roth, N., Ryslavý, T., Stübing, S., Sudmann, S.R., Steffens, R., Vökler, F., Witt, K. 2015. Atlas Deutscher Brutvogelarten. Dachverband Deutscher Avifaunisten, Berlin.
178. Galarza, A., Herrero, A., Domínguez, J.M., Aldalur, A., Arizaga, J. 2012. Movements of Mediterranean Yellow-legged Gulls *Larus michahellis* to the Bay of Biscay. Ring. Migr. 27, 26-31.
179. Martínez-Abraín, A., Oro, D., Carda, J., Del Señor, X. 2002. Movements of Yellow-Legged Gulls *Larus [cachinnans] michahellis* from two small western Mediterranean colonies. Atlantic Seabirds 4, 101-108.
180. Zorroza, N., Aldalur, A., Herrero, A., Diaz, B., Delgado, S., Sanpera, C., Jover, L., Arizaga, J. 2020. Breeding Yellow-legged Gulls increase consumption of terrestrial prey after landfill closure. Ibis 162, 50-62.

181. Arizaga, J., Jover, L., Aldalur, A., Cuadrado, J.F., Herrero, A., Sanpera, C. 2013. Trophic ecology of a resident Yellow-legged Gull (*Larus michahellis*) population in the Bay of Biscay. *Mar. Environ. Res.* 87-88, 19-25.
182. Ramos, R., Ramirez, F.J., Sanpera, C., de Jover, L., Ruiz, X. 2006. Feeding ecology of Yellow-legged Gulls in four colonies along the western Mediterranean: An isotopic approach. *J. Ornithol.* 147, 235-236.
183. Romero, J., Catry, P., Menezes, D., Coelho, N., Silva, J.P., Granadeiro, J.P. 2019. A gull that scarcely ventures on the ocean: Yellow-Legged Gulls *Larus michahellis atlantis* on the oceanic island of Madeira. *Ardeola* 66, 101-112.
184. Moreno, R., Jover, L., Munilla, I., Velando, A., Sanpera, C. 2009. A three-isotope approach to disentangling the diet of a generalist consumer: the yellow-legged gull in north-west Spain. *Mar. Biol.* 157, 545-553.
185. Duhem, C., Roche, P., Vidal, E., Taton, T. 2008. Effects of anthropogenic food resources on yellow-legged gull colony size on Mediterranean islands. *Pop. Ecol.* 50, 91-100.
186. Arizaga, J., Zorrozua, N., Egunez, A. 2018. Between the land and sea: how yellow-legged gulls have changed their dependence on marine food in relation to landfill management. En: Mikkola, H. (Ed.), *Seabirds*, 67-78. InTech Open.
187. Delgado, S., Herrero, A., Galarza, A., Aldalur, A., Zorrozua, N., Arizaga, J. 2021. Demographic impact of landfill closure on a resident opportunistic gull. *Pop. Ecol.* 63, 238-246.
188. Galarza, A. 2015. ¿Está disminuyendo la población de gaviota patiamarilla cantábrica *Larus michahellis lusitanicus* Naumann, 1840? Censo 2013/2014 de Bizkaia (País Vasco). *Munibe, Cienc. nat.* 63, 135-143.
189. Bosch, M., Pocino, N., Carrera-Gallissà, E. 2019. Effects of age and culling on movements and dispersal rates of yellow-legged gulls (*Larus michahellis*) from a western mediterranean colony. *Waterbirds* 42, 179-187.
190. Collinson, J.M., Parkin, D.T., Knox, A.G., Sangster, G., Svensson, L. 2008. Species boundaries in the Herring and Lesser Black-backed Gull complex. *Brit. Birds* 101, 340-363.
191. Shamoun-Baranes, J., Burant, J.B., van Loon, E.E., Bouten, W., Camphuysen, C.J. 2017. Short distance migrants travel as far as long distance migrants in lesser black-backed gulls *Larus fuscus*. *J. Avian Biol.* 48, 49-57.
192. Brown, J.M., van Loon, E.E., Bouten, W., Camphuysen, K.C.J., Lens, L., Müller, W., Thaxter, C.B., Shamoun-Baranes, J. 2021. Long-distance migrants vary migratory behaviour as much as short-distance migrants: An individual-level comparison from a seabird species with diverse migration strategies. *J. Anim. Ecol.* 90, 1058-1070.
193. Gorospe, G., Etxaniz, M. 1993. Estatus y evolución de las aves marinas en Gipuzkoa. *Aves Marinas Ibéricas*, 1992. Actas del IV Congreso Ibérico de Aves Marinas. Itsas Enara Ornitologi Elkarte, Donostia.
194. Garaita, R., Del Villar, J., 2008. El Paíño europeo (*Hydrobates pelagicus*) en Urdaibai. Gobierno Vasco. Inédito.
195. Azkona, A., Zuberogoitia, I., Martínez, J.A., Etxezarreta, J., Iraeta, A., Castillo, I., Zabala, J., Hidalgo, S. 2006. Short-term effects of the prestige oil spill on a colony of European storm-petrels *Hydrobates pelagicus*. *Acta Zool. Sinica* 52, 1042-1048.
196. Zuberogoitia, I., Zabala, J., Etxezarreta, J., Crespo, A., Burgos, G., Arizaga, J. 2016. Assessing the impact of extreme adverse weather on the biological traits of a European storm petrel colony. *Pop. Ecol.* 58, 303-313.
197. Garaita, R. 2016. El Paíño europeo (*Hydrobates pelagicus*) en Urdaibai. Diputación Foral de Bizkaia. Inédito.
198. Mínguez, E., Saiz, R., Ganuza, J. 1995. Primera estimación de la población nidificante de paíño común (*Hydrobates pelagicus*) en la Comunidad Autónoma Vasca. *Chioglossa* (Vol. Esp.) 1, 1-5.
199. Sanz-Aguilar, A., Zuberogoitia, I., Sallent, Á., Picorelli, V., Navedo, J., Garaita, R. 2019. Paíño europeo – *Hydrobates pelagicus*. En: López, P., Martín, J., González-Solis, J. (Ed.), *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Ibéricos*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. Disponible en: <http://www.vertebradosibericos.org>.
200. Sanz-Aguilar, A., Martínez-Abrain, A., Tavecchia, G., Mínguez, E., Oro, D. 2009. Evidence-based culling of a facultative predator: Efficacy and efficiency components. *Biol. Conserv.* 142, 424-431.
201. Brooke, M. 2004. *Albatrosses and Petrels across the World*. Oxford University Press, Oxford.
202. Barbarin, J.M., Alonso, D., Arizaga, J., Resano-Mayor, J., Arranz, D., Villanúa, D. 2021. Breeding population trends and recent changes in the nesting behaviour of the White Stork *Ciconia ciconia* L., 1758 in Navarre, north of Spain. *Munibe, Cienc. nat.* 69, 7-20.
203. Arizaga, J., Resano-Mayor, J., Villanúa, D., Alonso, D., Barbarin, J.M., Herrero, A., Lekuona, J.M., Rodríguez, R. 2018. Importance of artificial stopover sites through avian migration flyways: a landfill-based assessment with the White Stork *Ciconia ciconia*. *Ibis* 160, 542-553.
204. Molina, B., Del Moral, J.C. 2005. La cigüeña blanca en España. VI Censo internacional (2004). SEO-Birdlife, Madrid.
205. Galarza, A., García, I. 2012. Restocking white stork *Ciconia ciconia* (L., 1758) population in Biscay: reintroduction in the Urdaibai Biosphere Reserve. *Munibe, Cienc. nat.* 60, 191-200.
206. Gilbert, N.I., Correia, R.A., Silva, J.P., Pacheco, C., Catry, I., Atkinson, P.W., Gill, J.A., Franco, A.A.M. 2016. Are white storks addicted to junk food? Impacts of landfill use on the movement and behaviour of resident white storks (*Ciconia ciconia*) from a partially migratory population. *Mov. Ecol.* 4, 1-13.
207. Rendón, M.A., Green, A.J., Aguilera, E., Almaraz, P. 2008. Status, distribution and long-term changes in the waterbird community wintering in Doñana, south-west Spain. *Biol. Conserv.* 141, 1371-1388.
208. Campos, F., Lekuona, J.M. 1994. La población invernante de cormorán grande (*Phalacrocorax carbo*) en el norte de España y suroeste de Francia. *Ardeola* 41, 13-18.
209. Molina, B. 2003. El cormorán grande en España. Población reproductora e invernante en 2012-2013 y método de censo. SEO/BirdLife, Madrid.
210. Andrés, T., Onrubia, A. 1999. Cormorán Grande *Phalacrocorax carbo*. *Noticiero Ornitológico*. *Ardeola* 46, 150.
211. Hontza Natura Elkarte. 1994. Cormorán Grande *Phalacrocorax carbo*. *Noticiero Ornitológico*. *Ardeola* 41, 193.

212. Nelson, J.B. 2005. Pelicans, cormorants and their relatives. Pelecanidae, Sulidae, Phalacrocoracidae, Anhingidae, Fregatidae, Phaethontidae. Oxford University Press, Oxford.
213. Lekuona, J.M., Miranda, R., De La Riva, C., Campos, F. 1998. Análisis de la dieta invernal del Cormorán Grande (*Phalacrocorax carbo*) en dos embalses del norte de España: comparación de dos métodos de estudio. *Misc. Zool.* 21, 81-89.
214. Lekuona, J.M. 1998. Impacto del Cormorán Grande *Phalacrocorax carbo sinensis*, la Gaviota Reidora *Larus ridibundus* y la Garza Real *Ardea cinerea* en una piscifactoría de Navarra durante la época invernal. *Ardeola* 45, 171-182.
215. Ovegård, M.K., Jepsen, N., Bergenius Nord, M., Petersson, E. 2021. Cormorant predation effects on fish populations: A global meta-analysis. *Fish Fish.* 22, 605-622.
216. Garrido, J.R., Molina, B., Del Moral, J.C. 2012. Las garzas en España, población reproductora e invernante en 2010-2011 y método de censo. SEO/BirdLife, Madrid.
217. Kushlan, J.A., Hancock, J.A. 2005. The Herons. Oxford University Press, New York.
218. Belamendia, G., Arambarri, R., Gómez, J., Ruiz de Arkaute, P., Rodríguez, A.F. 2003. Localización y seguimiento de las ardeidas coloniales en el Territorio Histórico de Álava. Inédito.
219. De Juana, E. 2004. Cambios en el estado de conservación de las aves en España, años 1954 a 2004. *Ardeola* 51, 19-50.
220. Arizaga, J., Laso, M. 2015. A quantification of illegal hunting of birds in Gipuzkoa (north of Spain). *Eur. J. Wildl. Res.* 61, 795-799.
221. DFB. 2015. Estrategia para la protección, mejora y gestión de la biodiversidad en Bizkaia. Diputación Foral de Bizkaia, Bilbao.
222. Barbraud, C., Lepley, M., Mathevet, R., Mauchamp, A. 2002. Reedbed selection and colony size of breeding Purple Herons *Ardea purpurea* in southern France. *Ibis* 144, 227-235.
223. Belamendia, G. 2006. Informe sobre la situación actual de la colonia de garza imperial (*Ardea purpurea*) del embalse de Ullibarrri-Gamboa (Álava) tras el período reproductor 2006. Inédito.
224. Marion, L., Ulenaers, P., Van Vesseem, J. 2000. Herons in Europe. En: Kushlan, J.A., Hafner, H. (Ed.), *Heron Conservation*, 1-31. Academic Press, London.
225. Galarza, A., Arce, F., Navedo, J.G., Arizaga, J. 2016. Dispersal of Little egret *Egretta garzetta* from Northern Spanish Atlantic colonies. *Ardeola* 63, 375-382.
226. Galarza, A. 2020. Breeding biology of the Little Egret *Egretta garzetta* on the southern coast of the Bay of Biscay. *Bird Stud.* 67, 85-92.
227. Galarza, A. 1999. Garceta Común *Egretta garzetta*. *Noticiario Ornitológico*. *Ardeola* 46, 150.
228. Luengo, A., Etxaniz, M., Azpeitia, N. 2015. Primera cita de reproducción de garceta común *Egretta garzetta* L., 1766 en Gipuzkoa. *Munibe, Cienc. nat.* 63, 163-166.
229. Galarza, A. 2019. Garceta común – *Egretta garzetta*. En: López, P., Martín, J., Centeno-Cuadros, A. (Ed.), *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Ibéricos*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. Disponible en: <http://www.vertebradosibericos.org>.
230. Galarza, A., Arizaga, J. 2014. Population dynamics of a colony of Little Egrets *Egretta garzetta* at an estuary in northern Spain. *Ardeola* 61, 285-296.
231. Poole, A.F. 2019. Ospreys. The revival of a global raptor. John Hopkins University Press, Baltimore.
232. Triay, R., Siverio, M. 2008. El águila pescadora en España. Población en 2008 y método de censo. SEO/BirdLife, Madrid.
233. Triay, R. 2002. Seguimiento por satélite de tres juveniles de Águila pescadora nacidos en la isla de Menorca. *Ardeola* 49, 249-257.
234. Poole, A.F. 1989. Ospreys. A natural and unnatural History. Cambridge University Press, Cambridge.
235. Arizaga, J., Garaita, R., Galarza, A. 2020. Leisure activities as a mean threat for the conservation of waterbirds in an estuary in northern Iberia. *Anim. Biodiver. Conserv.* 43, 243-253.
236. López-López, P., Zuberogoitia, Í., Alcántara, M., Gil, J.A. 2013. Philopatry, natal dispersal, first settlement and age of first breeding of bearded vultures *Gypaetus barbatus* in central Pyrenees. *Bird Stud.* 60, 555-560.
237. Gil, J.A., Díez, O., Báguena, G., Lorente, L., Pérez, C., Losada, J.A., Alcántara, M. 2010. Dispersión juvenil del Quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en los Pirineos (España-Francia). Fundación para la Conservación del Quebrantahuesos - Gobierno de Aragón, Zaragoza.
238. Arizaga, J., Olano, M., Vázquez, J., Egunez, A., Fernández, C., Azkona, P. 2019. Home range and habitat use of a bearded vulture *Gypaetus barbatus* L., 1758 along the western border of its Pyrenean distribution area. *Munibe, Cienc. nat.* 67, 7-17.
239. Aierbe, T., Olano, J.M., Vázquez, J. 2002. Situación actual de las poblaciones de los necrófagos Buitre leonado (*Gyps fulvus*), Alimoche Común (*Neophron percnopterus*) y Quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en Gipuzkoa. *Munibe, Cienc. nat.* 53, 211-228.
240. Margalida, A., Pérez-García, J.M., Afonso, I., Moreno-Opo, R. 2016. Spatial and temporal movements in Pyrenean bearded vultures (*Gypaetus barbatus*): integrating movement ecology into conservation practice. *Sci. Rep.* 6, 35746.
241. Ferguson-Lees, J., Christie, D.A. 2001. *Raptors of the World*. Christopher Helm, Londres.
242. Morant, J., Abad-Gómez, J.M., Álvarez, T., Sánchez, Á., Zuberogoitia, I., López-López, P. 2020. Winter movement patterns of a globally endangered avian scavenger in south-western Europe. *Sci. Rep.* 10, 17690.
243. Álvarez, F., Ugarte, J., Vázquez, J., Aierbe, T., Olano, J.M. 2009. Distribución y reproducción del Alimoche común (*Neophron percnopterus*) en Gipuzkoa. *Munibe, Cienc. nat.* 57, 213-224.
244. Morant, J., González-Oreja, J.A., Martínez, J.E., López-López, P., Zuberogoitia, I. 2020. Applying economic and ecological criteria to design cost-effective monitoring for elusive species. *Ecol. Indic.* 115, 106366.
245. Hidalgo, S., Zabala, J., Zuberogoitia, I., Azkona, A., Castillo, I. 2005. Food of the Egyptian Vulture (*Neophron percnopterus*) in Biscay. *Buteo* 14, 23-29.
246. Del Moral, J.C., Martí, R. 2002. El Alimoche Común en España y Portugal (I Censo Coordinado). Año 2000. SEO/BirdLife, Madrid.

247. De la Bodega, D., Cano, C., Mínguez, E. 2020. El veneno en España. Evolución del envenenamiento de fauna silvestre (1992-2017). SEO/BirdLife-WWF, Madrid.
248. Carrete, M., Sánchez-Zapata, J.A., Benítez, J.R., Loboón, M., Donázar, J.A. 2009. Large scale risk-assessment of wind-farms on population viability of a globally endangered long-lived raptor. *Biol. Conserv.* 142, 2954-2961.
249. Olano, M., Vazquez, J., Aierbe, T., Ansoirregi, F., Galdos, A., Ugarte, J., Hurtado, R., Beñaran, H., Urruzola, A., Arizaga, J. 2016. Distribución, tendencia poblacional y parámetros reproductivos del Buitre leonado *Gyps fulvus* y del Alimoche *Neophoron percnopterus* en Gipuzkoa. *Rev. Cat. Ornitol.* 32, 20-29.
250. Zuberogoitia, I., Zabala, J., Martínez, J.A., Martínez, J.E., Azkona, A. 2008. Effect of human activities on Egyptian vulture breeding success. *Anim. Conserv.* 11, 313-320.
251. Morant, J., Zabala, J., Martínez, J.E., Zuberogoitia, I. 2018. Out of sight, out of mind? Testing the effects of overwinter habitat alterations on breeding territories of a migratory endangered species. *Anim. Conserv.* 21, 465.
252. Zuberogoitia, I., Morant, J., González-Oreja, J.A., Martínez, J.E., Larrinoa, M., Ruiz, J., Aginako, I., Cinos, C., Díaz, E., Martínez, F., Galarza, A., Pérez de Ana, J.M., Vacas, G., Lardizabal, B., Iriarte, I., Zabala, J. 2021. Management actions promote human-wildlife coexistence in highly anthropized landscapes: the case of an endangered avian scavenger. *Front. Ecol. Evol.* 9, 656390.
253. Zuberogoitia, I., Torres, J.J. 1997. *Aves rapaces de Bizkaia*. BBK, Bilbao.
254. Zuberogoitia, I., Martínez, J.E. 2011. Ecology and conservation of European forest-dwelling raptors. Diputación Foral de Bizkaia, Bilbao.
255. Purroy, J., Purroy, F.J. 2016. Abejero europeo – *Pernis apivorus*. En: Salvador, A., Morales, M.B. (Ed.), *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Ibéricos*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. Disponible en: <http://www.vertebradosibericos.org>.
256. Elozegi, A., Cabido, C., Larrañaga, A., Arizaga, J. 2020. Efectos ambientales de las plantaciones de eucaliptos en Euskadi y la península ibérica. *Munibe, Cienc. nat.* 68, 111-136.
257. García-Ripollés, C., López-López, P., Urios, V. 2011. Ranging behaviour of non-breeding Eurasian Griffon Vultures *Gyps fulvus*: a GPS-telemetry study. *Acta Ornithol.* 46, 127-134.
258. Zuberogoitia, I., González-Oreja, J., Martínez, J., Zabala, J., Gómez, I., López-López, P. 2012. Foraging movements of Eurasian griffon vultures (*Gyps fulvus*): implications for supplementary feeding management. *Eur. J. Wildl. Res.* 1-9.
259. Onrubia, A., Martín, B., Cruz, A., Ferrer, M. 2014. La migración de las aves planeadoras por el Estrecho de Gibraltar: magnitud, tendencias e implicaciones de conservación. *Actas XXII Congreso Español de Ornitología*, Madrid.
260. Onrubia, A. 2021. En: Panuccio, M., Mellone, U., Agostini, N. (Ed.), *Eurasian griffon vulture Gyps fulvus*, CRC Press, Boca Ratón.
261. Franks, S., Fiedler, W., Arizaga, J., Jiguet, F., Nikolov, B., van der Jeugd, H., Ambrosini, R., Aizpurua, O., Bairlein, F., Clark, J., Fattorini, N., Hammond, M., Higgins, D., Levering, H., Skellorn, W., Spina, F., Thorup, K., Walker, J., Woodward, I., Baillie, S.R. 2022. Online Atlas of the movements of Eurasian-African bird populations. EURING/CMS.
262. Zuberogoitia, I., Martínez, J.E., González-Oreja, J.A., Pérez de Ana, J.M., Zabala, J. 2019. Factors affecting population regulation of a colonial vulture. *Ibis* 161, 878-889.
263. Salvador, A. 2016. Buitre leonado – *Gyps fulvus*. En: Salvador, A., Morales, M.B. (Ed.), *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Ibéricos*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. Disponible en: <http://www.vertebradosibericos.org>.
264. Carrete, M., Donázar, J.A., Margalida, A. 2006. Density-dependent productivity depression in Pyrenean bearded vultures: implications for conservation. *Ecol. Appl.* 16, 1674-1682.
265. Moreno-Opo, R., Trujillano, A., Margalida, A. 2015. Optimization of supplementary feeding programs for European vultures depends on environmental and management factors. *Ecosphere* 6, 127.
266. Cortés-Avizanda, A., Blanco, G., DeVault, T., Markandya, A., Virani, M.Z., Brandt, J., Donázar, J.A. 2016. Supplementary feeding and endangered avian scavengers: benefits, caveats, and controversies. *Front. Ecol. Environ.* 14, 191-199.
267. SEO/BirdLife. 2012. Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010. Ministerio de Medio Ambiente - SEO/BirdLife, Madrid.
268. Urios, V., Bermejo, A., Vidal-Mateo, J., De la Puente, J. 2017. Migración y ecología espacial de la población española de águila calzada. SEO/BirdLife, Madrid.
269. García, I.S. 2017. *El águila calzada*. Tundra Ediciones, Castellón.
270. Bosch, J., Martínez, J.E., Calvo, J.F., Zuberogoitia, I., Jiménez-Franco, M.V. 2015. Does rainfall affect the productivity of the Booted Eagle (*Aquila pennata*) during the breeding period in Mediterranean environments? *J. Ornithol.* 156, 1-8.
271. Arroyo, B. 2017. Águila real – *Aquila chrysaetos*. En: Salvador, A., Morales, M.B. (Ed.), *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Ibéricos*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. Disponible en: <http://www.vertebradosibericos.org>.
272. Carrete, M., Sánchez-Zapata, J.A., Calvo, J.F. 2000. Breeding densities and habitat attributes of golden eagles in southeastern Spain. *J. Raptor Res.* 34, 48-52.
273. Tapia, L., Domínguez, J., Rodríguez, L. 2007. Modelling habitat use and distribution of golden eagles *Aquila chrysaetos* in a low-density area of the Iberian Peninsula. *Biodiver. Conserv.* 16, 3559-3574.
274. Tapia, L., Domínguez, J., Rodríguez, L. 2009. Using probability of occurrence to assess potential interaction between wind farms and a residual population of golden eagle *Aquila chrysaetos* in NW Spain. *Biodiver. Conserv.* 18, 2033-2041.
275. Fernández, C., Azkona, P., Carreras, J., Olalde, M., Moreno, I. 2018. Censo de la población de águila perdicera en el País Vasco en 2018. En: Del Moral, J.C., Molina, B. (Ed.), *El águila perdicera en España. Población reproductora en 2018 y método de censo*, 132-136. SEO/BirdLife, Madrid.
276. Del Moral, J.C., Molina, B. 2018. El águila perdicera en España. Población reproductora en 2018 y método de censo. SEO/BirdLife, Madrid.
277. Fernández, C., Azkona, P., Olalde, M., Moreno, I., Carreras, J. 2023. Reforzamiento poblacional del Águila de Bonelli (*Aquila fasciata*) en Euskadi: patrones de dispersión, tasas de mortalidad y retornos filopátricos. *Munibe, Cienc. nat.*: en prensa.

278. Hernández, A. 2018. Diet of Eurasian Sparrowhawk in a northwest Iberian hedgerow habitat throughout the year. *Ornithol. Sci.* 17, 95-101.
279. García-Salgado, G., Rebollo, S., Pérez-Camacho, L., Martínez-Hestekamp, S., De la Montaña, E., Domingo-Muñoz, R., Madrigal-González, J., Fernández-Pereira, J.M. 2018. Breeding habitat preferences and reproductive success of Northern Goshawk (*Accipiter gentilis*) in exotic *Eucalyptus* plantations in southwestern Europe. *For. Ecol. Manag.* 409, 817-825.
280. Rosich, J., Peris, A., Mampel, T., Hernández-Matías, A., Miño, A., Real, J. 2021. Northern Goshawk breeding sites indicate the presence of mature forest in Mediterranean pinewoods. *For. Ecol. Manag.* 479, 118602.
281. Zuberogoitia, I., Martínez, J.E. Azor común – *Accipiter gentilis*. 2015. En: Salvador, A., Morales, M.B. (Ed.), *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Ibéricos*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. Disponible en: <http://www.vertebradosibericos.org>.
282. Clarke, R. 1995. The Marsh Harrier. *Hamlyn Species Guides*, London.
283. Jubete, F., Martínez, F., Ortega, A. 1995. Censo invernal del Aguilucho Lagunero *Circus aeruginosus* en la península Ibérica. *Alytes* 7, 21-36.
284. Cardador, L., Navarro, J., Forero, M.G., Hobson, K.A., Mañosa, S. 2015. Breeding origin and spatial distribution of migrant and resident harriers in a Mediterranean wintering area: insights from isotopic analyses, ring recoveries and species distribution modelling. *J. Ornithol.* 156, 247-256.
285. Rodríguez, A. 2017. Censo de la población nidificante de aguilucho lagunero occidental (*Circus aeruginosus*) en Araba. *Hontza Natura Elkartea*. Inédito.
286. Rodríguez, A. 2021. Campaña de salvamento de pollos de aguilucho (*Género Circus*), aguilucho cenizo (*Circus pygargus*) y aguilucho pálido (*Circus cyaneus*) en Araba. *Hontza Natura Elkartea*. Inédito.
287. Rodríguez, A. 2017. Censo de la población nidificante de aguilucho pálido (*Circus cyaneus*) en Araba. *Hontza Natura Elkartea*. Inédito.
288. Rodríguez, A., Arambarri, R. 2006. Censo de la población nidificante de aguilucho pálido (*Circus cyaneus*) en Araba. *Hontza Natura Elkartea*. Inédito.
289. Arroyo, B., García, T. 2007. El aguilucho cenizo y el aguilucho pálido en España. Población en 2006 y método de censo. *SEO/BirdLife*, Madrid.
290. Strix. 2012. Desarrollar y probar la metodología para evaluar y mapear la sensibilidad de las aves migratorias al desarrollo de la energía eólica. *BirdLife International*, Cambridge.
291. Rodríguez, A. 2017. Censo de la población nidificante de aguilucho cenizo (*Circus pygargus*) en Araba. *Hontza Natura Elkartea*. Inédito.
292. Rodríguez, A., Arambarri, R. 2006. Censo de la población nidificante de aguilucho cenizo (*Circus pygargus*) en Araba. *Hontza Natura Elkartea*. Inédito.
293. Arizaga, J., Olano, M., Novoa, I. 2022. Winter distribution and population size of the red kite *Milvus milvus* in the Basque Eurosiberian region. *Rev. Cat. Ornitol.* 38, 1-8.
294. Molina, B. 2015. El milano real en España. III Censo Nacional (2014). Población invernante y reproductora en 2014 y método de censo. *SEO/BirdLife*, Madrid.
295. Belamendia, G., Elosegui, R. 2014. Censo de milanos reales reproductores en Euskadi. *SEO/BirdLife-Gobierno Vasco*. Inédito.
296. Olano, M., Beñaran, H., Hurtado, R., Galdos, A., Urruzola, A., Vázquez, J., Ugarte, J., Aierbe, T., Ansorregi, F., Arizaga, J. 2016. Parámetros reproductivos en el milano real *Milvus milvus* L., 1758 en Gipuzkoa. *Munibe, Cienc. nat.* 64, 33-40.
297. Rodríguez, A., De la Puente, J. 2021. Captura y colocación de emisores GPS en milanos reales (*Milvus milvus*) reproductores, invernantes y pollos en nido en Álava. Años 2018 a 2021. *Diputación Foral de Álava*. Inédito.
298. Olano, M., Galdos, A., Zubeldia, I., Ansorregi, F., Ugarte, J., Hurtado, R., Urruzola, A., Beñaran, H., Aierbe, T., Azurmendi, M.J., Vázquez, J., Lekuona, A., Mendiola, I., Arizaga, J. 2022. Población reproductora de milano real *Milvus milvus* L., 1758 en Gipuzkoa en 2020. *Munibe, Cienc. nat.* 70, 37-48.
299. Cardiel, I.E. 2006. El milano real en España. II Censo Nacional (2004). *SEO/BirdLife*, Madrid.
300. Villafuerte, R., Viñuela, J., Blanco, J.C. 1998. Extensive predation persecution caused by a population crash in a game species: the case of red kites and rabbits in Spain. *Biol. Conserv.* 84, 181-188.
301. Gomara, B., Gonzalez, M.J., Baos, R., Hiraldo, F., Abad, E., Rivera, J., Jimenez, B. 2008. Unexpected high PCB and total DDT levels in the breeding population of red kite (*Milvus milvus*) from Donana National Park, south-western Spain. *Environ. Int.* 34, 73-78.
302. Smart, J., Amar, A., Sim, I.M.W., Etheridge, B., Cameron, D., Christie, G., Wilson, J.D. 2010. Illegal killing slows population recovery of a re-introduced raptor of high conservation concern – The red kite *Milvus milvus*. *Biol. Conserv.* 143, 1278-1286.
303. Tavecchia, G., Adrover, J., Navarro, A.M., Pradel, R. 2012. Modelling mortality causes in longitudinal data in the presence of tag loss: application to raptor poisoning and electrocution. *J. Appl. Ecol.* 49, 297-305.
304. Mateo-Tomás, P., Olea, P.P., Mínguez, E., Mateo, R., Viñuela, J. 2020. Direct evidence of poison-driven widespread population decline in a wild vertebrate. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 117, 16418.
305. Adamson, K., Drenkhan, R., Hanso, M. 2015. Invasive brown spot needle blight caused by *Lecanosticta acicola* in Estonia. *Scand. J. For. Res.* 30, 587-593.
306. Morganti, M., Pulido, F. 2012. Invernada de aves migradoras transaharianas en España. En: *SEO/BirdLife* (Ed.), *Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010*, 59-64. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medioambiente-SEO/BirdLife, Madrid.
307. 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. *J. Biogeogr.* 31, 295-306.
308. Tanferna, A., López-Jiménez, L., Blas, J., Hiraldo, F., Sergio, F. 2013. Habitat selection by Black kite breeders and floaters: Implications for conservation management of raptor floaters. *Biol. Conserv.* 160, 1-9.

309. Plaza, P.I., Lambertucci, S.A. 2017. How are garbage dumps impacting vertebrate demography, health, and conservation? *Glob. Ecol. Conserv.* 12, 9-20.
310. Plaza, P.I., Wiemeyer, G.M., Lambertucci, S.A. 2022. Veterinary pharmaceuticals as a threat to endangered taxa: Mitigation action for vulture conservation. *Sci. Tot. Environ.* 817, 152884.
311. Zuberogoitia, I., Martínez, J.E., Martínez, J.A., Zabala, J., Calvo, J.F., Castillo, I., Azkona, A., Iraeta, A., 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.
312. König, K., Weick, F. 2008. *Owls of the world*. Yale University Press, New Haven.
313. Burri, R., Antoniazza, S., Gaigher, A., Ducrest, A.L., Simon, C., The European Barn Owl Network, Fumagalli, L., Goudet, J., Roulin, A. 2016. The genetic basis of color-related local adaptation in a ring-like colonization around the Mediterranean. *Evol.* 70, 140-153.
314. Aguilar, A.J., Paniagua, D., Illana, A., De Lecea, F.M. 2001. Estudio de la comunidad de rapaces nocturnas en el Territorio Histórico de Álava. Grupo Alavés para la Defensa y Estudio de la Naturaleza. Inédito.
315. Arlettaz, R., Krähenbühl, M., Almasi, B., Roulin, A., Schaub, M. 2010. Wildflower areas within revitalized agricultural matrices boost small mammal populations but not breeding barn owls. *J. Ornithol.* 151, 553-564.
316. Zuberogoitia, I. 2002. Ecoetología de las rapaces nocturnas de Bizkaia. Tesis Doctoral. UPV/EHU, Leioa.
317. Martínez, J.A., Zuberogoitia, I. 2004. Habitat preferences and causes of population decline for barn owls *Tyto alba*: a multi-scale approach. *Ardeola* 51, 303-317.
318. Sánchez-Barbudo, I., Camarero, P.R., Mateo, R. 2012. Primary and secondary poisoning by anticoagulant rodenticides of non-target animals in Spain. *Sci. Tot. Environ.* 420, 280-288.
319. Badosa, E., Bonada, Á., López, A., Potrony, D., Saló, R. 2007. First long-distance movement of a Tengmalm's Owl *Aegolius funereus* recorded in the Pyrenees, Spain. *Rev. Cat. Ornitol.* 23, 44-47.
320. Korpimäki, E., Norrhahl, K. 1989. Predation of Tengmalm's Owls: numerical responses, functional responses and dampening impact on population fluctuations of voles. *Oikos* 54, 154-164.
321. Korpimäki, E., Hakkarainen, H. 2012. *The boreal owl. Ecology, behaviour and conservation of a forest-dwelling predator*. Cambridge University Press, Cambridge.
322. Marine, R., Dalmau, J. 2000. Uso del hábitat por el mochuelo boreal (*Aegolius funereus*) en Andorra (Pirineo oriental) durante el periodo reproductor. *Ardeola* 47, 29-36.
323. Mariné, R., Lorente, L., Dalmau, J., Bonada, A. 2004. Mochuelo Boreal. En: Madroño, A., González, C., Atienza, J.C. (Ed.), *Libro Rojo de las Aves de España*, 291-294. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife, Madrid.
324. Saurola, P., Björklund, H. 2004. Forest raptors: conservation, ecology, behaviour and management implications. Losers and winners among Finish forest dwelling birds of prey. En: Zuberogoitia, I., Martínez, J.E. (Ed.), *Ecology and Conservation of European Forest-dwelling raptors*, 56-69. Diputación Foral de Bizkaia, Bilbao.
325. Castro, A., Muñoz, A.R., Real, R. 2008. Modelling the spatial distribution of the Tengmalm's owl *Aegolius funereus* in its southwestern palearctic limit (NE Spain). *Ardeola* 55, 71-85.
326. Recoder, L., Villero, D. 2018. Mapa de calidad de hábitat potencial de mochuelo boreal (*Aegolius funereus*) en los Pirineos. POCTEFA Habios. Centre Forestal, Tecnològic de Catalunya. Inédito.
327. Zuberogoitia, I. 2009. Distribución y red de seguimiento del mochuelo común (*Athene noctua*) en la CAPV. Centro de Biodiversidad de Euskadi, Madariaga Dorretxea, Gobierno Vasco, Busturia.
328. Zabala, J., Zuberogoitia, I., Martínez-Climent, J.A., Martínez, J.E., Azkona, A., Hidalgo, S., Iraeta, A. 2006. Occupancy and abundance of Little Owl *Athene noctua* in an intensively managed forest area in Biscay. *Ornis Fen.* 83, 97-107.
329. Martínez, J.A., Zuberogoitia, I. 2004. Effects of habitat loss on perceived actual abundance of the Little Owl *Athene noctua*. *Ardeola* 51, 215-219.
330. Chrenková, M., Dobrý, M., Sálek, M. 2017. Further evidence of large-scale population decline and range contraction of the little owl *Athene noctua* in Central Europe. *Folia Zool.* 66, 106-116.
331. Michel, V.T., Naef-Daenzer, B., Keil, H., Gruebler, M.U. 2017. Reproductive consequences of farmland heterogeneity in little owls (*Athene noctua*). *Oecologia* 183, 1019-1029.
332. Jaspers, V., Covaci, A., Maervoet, J., Dauwe, T., Voorspoels, S., Schepens, P., Eens, M. 2005. Brominated flame retardants and organochlorine pollutants in eggs of little owls (*Athene noctua*) from Belgium. *Environ. Poll.* 136, 81-88.
333. Zuberogoitia, I. 2021. Programa de conservación de rapaces nocturnas de Vitoria-Gasteiz. Resultados 2021-Año 1. Ayuntamiento de Vitoria-Gasteiz y Centro de Estudios Ambientales (CEA). Inédito.
334. Zuberogoitia, I., Campos, L.F. 1997. Intensive census of nocturnal raptors in Biscay. *Munibe, Cienc. nat.* 49, 117-127.
335. Martínez, J.A., Zuberogoitia, I., Martínez, J.E., Zabala, J., Calvo, J.F. 2007. Patterns of territory settlement by Eurasian scops-owls (*Otus scops*) in altered semi-arid landscapes. *J. Arid Environ.* 69, 400-409.
336. García, A.M., Cervera, F., Rodríguez, A. 2011. Trophic and nesting ecology of the long-eared owl in Mediterranean environments. En: Zuberogoitia, I., Martínez, J.E. (Ed.), *Ecology and conservation of European forest-dwelling raptors*, 261-267. Diputación Foral de Bizkaia, Bilbao.
337. Martínez, J.A., Zuberogoitia, I. 2004. Habitat preferentes for Long-eared Owl *Asio otus* and Little Owl *Athene noctua* in semi-arid environments at three spatial scales. *Bird Stud.* 51, 163-169.
338. Onrubia, A. 2016. Búho campestre – *Asio flammeus*. En: Salvador, A., Bautista, L.M. (Ed.), *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Ibéricos*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. Disponible en: <http://www.vertebradosibericos.org>.
339. Jubete, F. 1997. Atlas de las aves nidificantes de la provincia de Palencia. Asociación de Naturalistas palentinos, Palencia.
340. Anónimo. 2002. Memoria de actividades del Centro de Recuperación de Fauna Silvestre de Bizkaia, 2002. Diputación Foral de Bizkaia, Inédito.
341. Zuberogoitia, I., Torres, J.J., Martínez, J.A. 2003. Reforzamiento poblacional del Búho Real *Bubo bubo* en Bizkaia (España). *Ardeola* 50, 237-244.



342. Olano, M., Vázquez, J., Aierbe, T., Ugarte, J., Álvarez, F. 2006. Presencia de búho real (*Bubo bubo*) en Gipuzkoa. *Munibe, Cienc. nat.* 56, 167-168.
343. Álvarez, K., Olano, M., Ugarte, J., Vázquez, J., Aierbe, T., Ansorregi, F., Galdos, A., Urruzola, A., Hurtado, R. 2012. Población y distribución del búho real *Bubo bubo* (Linnaeus, 1758) en Gipuzkoa. *Munibe, Cienc. nat.* 60, 201-207.
344. Martínez, J.A., Martínez, J.E., Mañosa, S., Zuberogoitia, I., Calvo, J.F. 2006. How to manage human-induced mortality in the Eagle owl *Bubo bubo*. *Bird Conserv. Int.* 16, 265-278.
345. Pagaldai, N., Arizaga, J., Jiménez-Franco, M.V., Zuberogoitia, I. 2021. Colonization of urban habitats: Tawny Owl abundance is conditioned by urbanization structure. *Animals* 11, 2954.
346. Rodríguez, R., Selección de hábitat y abundancia del Martín Pescador (*Alcedo atthis*, L.) en el Centro-Occidental de la Península Ibérica. 1993, Universidad de Salamanca, Salamanca.
347. Vilches, A., Miranda, R., Arizaga, J., Galicia, D. 2012. Habitat selection by breeding Common Kingfishers (*Alcedo atthis* L.) in rivers from Northern Iberia. *Ann. Limnol. - Int. J. Lim.* 48, 289-294.
348. Vilches, A., Miranda, R., Arizaga, J. 2012. Estimación de la abundancia relativa de martines pescadores *Alcedo atthis* L., 1758 reproductores en ríos de la zona calcárea de la mitad norte de Navarra. *Munibe, Cienc. nat.* 60, 159-166.
349. Etxezarreta, J., Arizaga, J. 2014. Characteristics of Sand Martin *Riparia riparia* colonies in artificial river walls. *Ardeola* 61, 127-134, 8.
350. Wechsler, S. 2007. Nutzung künstlicher Brutwände durch den Eisvogel *Alcedo atthis*: Welche Konsequenzen ergeben sich für deren Konstruktion? *Ornithol. Beobachter* 104, 225-223.
351. Libois, R., Libois, F. 2013. Causes de mortalités et survie du martin-pêcheur *Alcedo atthis* en Europe. *Aves* 50, 65-79.
352. Winkler, A., Nessi, A., Antonioli, D., Laus, M., Santo, N., Parolini, M., Tremolada, P. 2020. Occurrence of microplastics in pellets from the common kingfisher (*Alcedo atthis*) along the Ticino River, North Italy. *Environ. Sci. Poll. Res.* 27, 41731-41739.
353. Gorman, G. 2014. *Woodpeckers of the World. The Complete Guide.* Christopher Helm. London.
354. van Wijk, R.E., Schaub, M., Tolkmitt, D., Becker, D., Hahn, S. 2013. Short-distance migration of Wrynecks *Jynx torquilla* from Central European populations. *Ibis* 155, 886-890.
355. Gorman, G. 2004. *Woodpeckers in Europe. A study of the European Picidae.* Bruce Coleman Books. Chalfont St Peter.
356. Staneva, A., Burfield, I. 2017. *European birds of conservation concern: populations, trends and national responsibilities.* BirdLife International.
357. González, J.V., Cortés, J.A. 2004. Torcecuello Euroasiático, *Jynx torquilla*. En: Madroño, A., González, C., Atienza, J.C. (Ed.), *Libro Rojo de las Aves de España*, 299-301. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife, Madrid.
358. Gorman, G. 2022. *The Wryneck. Biology, Behaviour, Conservation and Symbolism of Jynx torquilla*. Pelagic Publishing. UK.
359. Weisshaupt, N., Arlettaz, R., Reichlin, S., Tagmann-Loset, A., Schaub, M. 2011. Habitat selection by foraging Wrynecks *Jynx torquilla* during the breeding season: identifying the optimal habitat profile. *Bird Stud.* 58, 111-119.
360. Unanue, A., Salvador, M., Auzmendi, G. 2010. Estudio del pico mediano (*Dendrocopos medius*) en el entorno de Montes de Vitoria, municipio de Vitoria-Gasteiz. Ayuntamiento de Vitoria-Gasteiz. Inédito.
361. Fernández-García, J.M., Robles, H. 2021. Citizen science to assess the fine-grain distribution and habitat use of the middle spotted woodpecker *Dendrocoptes medius*. *Acta Ornithol.* 55, 261-268, 8.
362. Martínez-Madrid, M., Sesma, J., Fernández-García, J.M. 2020. Primera cita de nidificación de pico mediano (*Dendrocoptes medius*, Linn. 1758) en la sierra de Elgea-Urkilla (Álava). *Munibe, Cienc. nat.* 68, 241-247.
363. Itsas Enara Ornitologi Elkarte. 2015. Distribución del pico mediano en Gipuzkoa. Itsas Enara Ornitologi Elkarte. Inédito.
364. Domínguez, J., Carbonell, R.C.C., Ramírez, Á. 2016. Seasonal changes in habitat selection by a strict forest specialist, the Middle Spotted Woodpecker (*Leiopicus medius*), at its southwestern boundary: implications for conservation. *J. Ornithol.* 158, 459-467.
365. Ciudad, C., Robles, H. 2013. Inventario y caracterización ecológica de la población de pico mediano en la ZEPA de Izki (Álava). Diputación Foral de Álava. Inédito.
366. Robles, H., Ciudad, C., Porro, Z. 2019. Supervivencia, movimientos y selección del hábitat de los juveniles de pico mediano en el Parque Natural de Izki. Fundación Hazi y Diputación Foral de Álava. Inédito.
367. Fernández-García, J.M. 2016. The Middle-spotted Woodpecker *Leiopicus medius* in the Basque Country, Northern Spain: review of current ecological status. *Ornis Hungarica* 24, 42-54.
368. Robles, H., Ciudad, C. 2012. Influence of habitat quality, population size, patch size, and connectivity on patch-occupancy dynamics of the Middle Spotted Woodpecker. *Conserv. Biol.* 26, 284-293.
369. Robles, H., Ciudad, C. 2019. Seguimiento temporal de la abundancia de territorios de pico mediano en el Parque Natural de Izki. Fundación Hazi y Diputación Foral de Álava. Inédito.
370. Ciudad, C., Fernández-García, J.M., Robles, H. 2020. Criterios ecológicos para la compatibilización entre actividades forestales y conservación del pico mediano. POCTEFA Habios. Inédito.
371. Winkler, H., Gamauf, A., Nittinger, F., Haring, E. 2014. Relationships of Old World woodpeckers (Aves: Picidae) — new insights and taxonomic implications. *Ann. Naturhist.* 116, 69-86.
372. Smith, K.W., Charman, E.C. 2012. The ecology and conservation of the Lesser Spotted Woodpecker. *Conservation priority species. Brit. Birds* 105, 294-307.
373. Charman, E.C., Smith, K.W., Gruar, D.J., Dodd, S., Grice, P.V. 2010. Characteristics of woods used recently and historically by Lesser Spotted Woodpeckers *Dendrocopos minor* in England. *Ibis* 152, 543-555

374. Tellería, J.L., Galarza, A. 1990. Avifauna y paisaje en el norte de España: efecto de las repoblaciones con árboles exóticos. *Ardeola* 37, 229-245.
375. Gainzarain, J.A., Fernández-García, J.M. 2013. Black woodpecker *Dryocopus martius* (L., 1758) recent range expansion leads to the coalescence of the two former distribution areas in northern Spain. *Munibe, Cienc. nat.* 61, 103-115.
376. Gorman, G. 2011. The Black Woodpecker. A monograph on *Dryocopus martius*. Lynx Edicions, Barcelona.
377. Olano, M., Aierbe, T., Beñaran, H., Hurtado, R., Ugarte, J., Urruzola, A., Vázquez, J., Ansoirregi, F., Galdos, A., Gracian-teparaluceta, A., Fernández-García, J.M. 2015. Black woodpecker *Dryocopus martius* (L., 1758) distribution, abundance, habitat use and breeding performance in a recently colonized region in SW Europe. *Munibe, Cienc. nat.* 63, 49-71.
378. Galarza, A., Aginako, I., Ballesteros, A., Barreiro, X., Cinos, C., Díaz, E., Egia, A., Egia, J.R., Fondado, L., Garmendia, I., González, A., Hijosa, D., Ibáñez, U., Iriarte, Í., Martínez, F., Mollado, J.M., Novoa, I., Pérez de Ana, J.M., Ruiz, J., Vacas, G., Vallejo, S., Vega, E. 2020. Primeros datos sobre la distribución, tamaño poblacional y reproducción del picamaderos negro *Dryocopus martius* (Linnaeus, 1758) en un área del País Vasco de reciente colonización. *Munibe, Cienc. nat.* 68, 149-166.
379. Camprodón, J., Campión, D., Martínez-Vidal, R., Onrubia, A., Robles, H., Romero, J.L., Senosiain, A. 2007. Estatus, selección del hábitat y conservación de los pícidos ibéricos. En: Camprodón, J., Plana, E. (Ed.), *Conservación de la biodiversidad y gestión forestal. Su aplicación en la fauna vertebrada*, 391-434. Universidad de Barcelona. Barcelona.
380. Purroy, F.J. 2016. Picamaderos negro – *Dryocopus martius*. En: Salvador, A., Morales, M.B. (Ed.), *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Ibéricos*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.
381. Gil-Tena, A., Brotons, L., Fortin, M.J., Burel, F., Saura, S. 2012. Assessing the role of landscape connectivity in recent woodpecker range expansion in Mediterranean Europe: forest management implications. *Eur. J. For. Res.* 132, 181-194.
382. Pons, J.M., Masson, C., Oliosio, G., Fuchs, J. 2019. Gene flow and genetic admixture across a secondary contact zone between two divergent lineages of the Eurasian Green Woodpecker *Picus viridis*. *J. Ornithol.* 160, 935-945.
383. Pons, J.M., Oliosio, G., Cruaud, C., Fuchs, J. 2011. Phylogeography of the Eurasian green woodpecker (*Picus viridis*). *J. Biogeogr.* 38, 311-325.
384. Iraeta, A., Zuberogoitia, I., Azkona, A., Hidalgo, S. 2005. El Alcotán en Bizkaia. *Estudios Mus. Cien. Nat. Álava* 18-19, 181-195.
385. Palacín, C. 2005. Alcotán europeo – *Falco subbuteo*. En: Carrascal, L.M., Salvador, A. (Ed.), *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Ibéricos*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. Disponible en: <http://www.vertebradosibericos.org>.
386. White, C., Cade, T., Enderson, J. 2013. *Peregrine Falcons of the World*. Lynx Edicions, Bellaterra.
387. Zuberogoitia, I., Azkona, A., Zabala, J., Astorkia, L., Castillo, I., Iraeta, A., Martínez, J.A., Martínez, J.E. 2009. Phenotypic variations of Peregrine Falcon in subspecies distribution border. En: Sielicki, J., Mizera, T. (Ed.), *Peregrine Falcon populations - status and perspectives in the 21st century*, 295-308. Turul/Poznan University of Life Sciences Press.
388. Zuberogoitia, I., Morant, J., Castillo, I., Martínez, J.E., Burgos, G., Zuberogoitia, J., Azkona, A., Guijarro, J.R., González-Oreja, J.A. 2018. Trends of Peregrine Falcon in Northern Spain – Results of a long-term monitoring project. *Ornis Hungarica* 26, 51-68.
389. Zuberogoitia, I., Ruiz, F., Torres, J.J. 2002. *El Halcón Peregrino*. Diputación Foral de Bizkaia. Bilbao.
390. Gainzarain, J.A., Arambarri, R., Rodríguez, A.F. 2000. Breeding density, habitat selection and reproductive rates of the Peregrine Falcon *Falco peregrinus* in Álava (N Spain). *Bird Stud.* 47, 225-231.
391. Martínez, J.E., Martínez, J.A., Zuberogoitia, I., Zabala, J., Redpath, S.M., Calvo, J.F. 2008. The effect of intra- and interspecific interactions on the large-scale distribution of cliff-nesting raptors. *Ornis Fen.* 85, 13-21.
392. Olano, M., Ansoirregi, F., Aierbe, T., Hurtado, R., Vázquez, J., Ugarte, J., Beñaran, H., Galdos, A., Arizaga, J. 2018. Distribution and demographic parameters of the Peregrine falcon *Falco peregrinus* L., 1756 in Gipuzkoa. *Munibe, Cienc. nat.* 66, 7-19.
393. Stirling-Aird. 2015. *Peregrine Falcon*. Bloomsbury Natural History.
394. Gainzarain, J., A., Belamendia, G., Pérez de Ana, J.M. 2018. Tamaño de población y parámetros reproductores del halcón peregrino *Falco peregrinus* en Álava (País Vasco, España). Año 2016. *Munibe, Cienc. nat.* 66, 113-128.
395. Galarza, A. 2020. Noticiero Ornitológico. Alcaudón dorsirrojo *Lanius collurio*. *Ardeola* 67, 185-227.
396. Álvarez, J., Aihartza, J., Alcalde, J.T., Bea, A., Campos, L.F., Carrascal, L.M., Castián, E., Crespo, T., Gainzarain, J.A., Galarza, A., García-Tejedor, E., Mendiola, I., Ocio, G., Zuberogoitia, I. 1998. Vertebrados continentales: situación actual en la Comunidad Autónoma del País Vasco. Gobierno Vasco, Vitoria-Gasteiz.
397. Llopis, F., Galarza, A., Arizaga, J. 2014. Características y localización del nido del alcaudón dorsirrojo *Lanius collurio* L., 1758 en un paisaje de campiña en la costa vasca. *Munibe, Cienc. nat.* 62, 51-60.
398. Galarza, A., 1996. Distribución espacio-temporal de la avifauna en el País Vasco. Universidad del País Vasco.
399. Tellería, J.L. 2018. Old counts suggest the collapse of two red-backed shrike *Lanius collurio* populations. *Ardeola* 65, 283-290.
400. Tellería, J.L. 2018. Distribution of the Red-Backed Shrike *Lanius collurio* at its western range boundary: patterns and conservation prospects. *Ardeola* 65, 221-232.
401. Carrascal, L.M. 1986. Caracterización ecológica y biográfica de la avifauna de un macizo montañoso vizcaíno (País Vasco) *Munibe, Cienc. nat.* 38, 9-14.
402. Fernández, A., Galarza, A. 1986. Estructura y estacionalidad de las comunidades de aves en distintos medios del tramo costero de País Vasco. *Bol. Est. Central de Ecol.* 29, 9-66.
403. Gainzarain, J.A. 1993. Avifauna nidificante en la serie sucesional del quejigo (*Q. faginea* Lam.) en la provincia de Álava. *Est. Mus. Cienc. Nat. de Álava* 8, 217-225.
404. Antonov, A., Atanasova, D. 2002. Nest-site selection in the Magpie *Pica pica* in a high-density urban population of Sofia (Bulgaria). *Acta Ornithol.* 37, 55-66.

405. Fernández-Juricic, E., Jimenez, M.D., Lucas, E. 2001. Bird tolerance to human disturbance in urban parks of Madrid (Spain): Management implications. En: Marzluff, J.M., Bowman, R., Donnelly, R. (Ed.), *Avian Ecology and Conservation in an Urbanizing World*, 259-273. Springer US. Boston, MA.
406. Blanco, G., Fargallo, J.A., Tella, J.L., Cuevas, J.A. 1997. Role of buildings as nest-sites in the range expansion and conservation of choughs *Pyrrhocorax pyrrhocorax* in Spain. *Biol. Conserv.* 79, 117-122.
407. Blanco, G., Fargallo, G., Cuevas, J.A., Tella, J.L. 1998. Effects of nest-site availability and distribution on density-dependent clutch size and laying date in the Chough *Pyrrhocorax pyrrhocorax*. *Ibis* 140, 252-256.
408. Cuevas, J.A., Blanco, G. 2015. Chova piquirroja – *Pyrrhocorax pyrrhocorax*. En: Salvador, A., Morales, M.B. (Ed.), *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Ibéricos*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. Disponible en: <http://www.vertebradosibericos.org>.
409. Domínguez, L. 1999. Ecología de la Grajilla (*Corvus monedula* Linnaeus 1758) en la provincia de Madrid. Tesis doctoral. Universidad Complutense de Madrid, Madrid.
410. Gainzarain, J.A. 2006. Atlas de las aves invernantes en Álava (2002-2005). Diputación Foral de Álava, Vitoria-Gasteiz.
411. Belamendia, G. 2014. Utilización por las aves del vertedero de residuos sólidos urbanos de Gardelegi (Vitoria-Gasteiz). Grupo Ornitológico Alavés y Diputación Foral de Álava. Inédito.
412. Delgado, M.J. 2021. Estudio de la composición de rapaces y córvidos en unos agrosistemas de la mitad sur de Navarra. TFG. Universidad de Alcalá, Madrid.
413. Bolopo, D., Canestrari, D., Baglione, V. 2015. Corneja negra – *Corvus corone*. En: Salvador, A., Morales, M.B. (Ed.), *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Ibéricos*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. Disponible en: <http://www.vertebradosibericos.org>.
414. Zuberogoitia, I. 2011. Población reproductora del cuervo *Corvus corax* (L., 1758) en Bizkaia. *Munibe, Cienc. nat.* 59, 111-114.
415. López del Pozo, F.J. 2002. Contribución al conocimiento de la biología y ecología del cuervo (*Corvus corax* Linnaeus 1758), en la Península Ibérica. Tesis doctoral. Universidad Complutense de Madrid. Madrid.
416. Carrascal, L.M., Tellería, J.L. 1990. Impacto de las repoblaciones de *Pinus radiata* sobre la avifauna forestal del norte de España. *Ardeola* 37, 247-266.
417. Rodríguez-Pérez, J., Arizaga, J. 2019. La diversidad de aves y su relación con el hábitat forestal. En: Castro, C., Matelo, S. (Ed.), *Artikutza. Naturaleza e historia*, 476-493. Ayuntamiento de San Sebastián. Donostia.
418. Rodríguez, M.M. 2006. El Pino Radiata en la historia forestal vasca. Análisis de un proceso de forestalismo intensivo. *Munibe, Supl.* 23.
419. Shirihai, H., Svensson, L. 2018. *Handbook of Western Palearctic Birds*. Volume 1. Christopher Helm, London.
420. Galarza, A. 1987. Descripción estacional de las comunidades de paseriformes en una campiña costera del País Vasco. *Munibe, Cienc. nat.* 39, 3-8.
421. Loidi, J., Biurrun, I., Campos, J.A., García-Mijangos, I., Herrera, M. 2011. La vegetación de la Comunidad Autónoma del País Vasco. Leyenda del mapa de series de vegetación a escala 1:50.000. Gobierno Vasco, Vitoria-Gasteiz.
422. Nilsson, A.L., Alerstam, T., Nilsson, J.Å. 2008. Diffuse, short and slow migration among Blue Tits. *J. Ornithol.* 149, 365-373.
423. Smallegange, I.M., Fiedler, W., Köppen, U., Geiter, O., Bairlein, F. 2010. Tits on the move: exploring the impact of environmental change on blue tit and great tit migration distance. *J. Anim. Ecol.* 79, 350-357.
424. Tellería, J.L., Santos, T. 1994. Factors involved in the distribution of forest birds in the Iberian Peninsula. *Bird Stud.* 41, 161-169.
425. Perrins, C.M. 1979. *British tits*. Collins. UK.
426. Laso, M., Iturrioz, U., Delgado, S., Zorrozuza, N., Pagaldai, N., Díaz, B., Arizaga, J. 2021. Análisis de los factores que determinan la ocupación de cajas-nido para aves insectívoras en parques urbanos de Donostia/San Sebastián. *Munibe, Cienc. nat.* 69, 39-54.
427. De la Hera, I., Arizaga, J., Galarza, A. 2013. Exotic tree plantations and avian conservation in northern Iberia: a view from a nest-box monitoring study. *Anim. Biodiver. Conserv.* 36, 153-163.
428. Arriero, E., Sanz, J.J., Romero-Pujante, M. 2006. Habitat structure in Mediterranean deciduous oak forests in relation to reproductive success in the Blue Tit *Parus caeruleus*. *Bird Stud.* 53, 12-19.
429. Newton, I. 1998. *Population limitation in birds*. Academic Press. London.
430. Mänd, R., Tilgar, V., Lohmus, A. 2005. Providing nest boxes for hole-nesting birds– Does habitat matter? *Biodiver. Conserv.* 14, 1823-1840.
431. Cowan, M.A., Callan, M.N., Watson, M.J., Watson, D.M., Doherty, T.S., Michael, D.R., Dunlop, J.A., Turner, J.M., Moore, H.A., Watchorn, D.J., Nimmo, D.G. 2021. Artificial refuges for wildlife conservation: what is the state of the science? *Biol. Rev.* 96, 2735-2754.
432. Krebs, J.R. 1971. Territory and breeding density in the Great Tit, *Parus major* L. *Ecology* 52, 2-22.
433. Visser, M.E., Holleman, L.J., Gienapp, P. 2006. Shifts in caterpillar biomass phenology due to climate change and its impact on the breeding biology of an insectivorous bird. *Oecologia* 147, 164-172.
434. Salmón, P., Jacobs, A., Ahrén, D., Biard, C., Dingemanse, N.J., Dominoni, D.M., Helm, B., Lundberg, M., Senar, J.C., Sprau, P., Visser, M.E. 2021. Continent-wide genomic signatures of adaptation to urbanisation in a songbird across Europe. *Nature Com.* 12, 1-14.
435. Seress, G., Hammer, T., Bókony, V., Vincze, E., Preiszner, B., Pipoly, I., Sinkovics, C., Evans, K.L., Liker, A. 2018. Impact of urbanization on abundance and phenology of caterpillars and consequences for breeding in an insectivorous bird. *Ecol. Appl.* 28, 1143-1156.
436. Poulin, B., Lefebvre, G., Mauchamp, A. 2002. Habitat requirements of passerines and reedbed management in southern France. *Biol. Conserv.* 107, 315-325.
437. Alambiaga, I., Carrasco, M., Ruiz, C., Mesquita-Joanes, F., Monrós, J.S. 2021. Population trends and habitat selection of threatened marsh passerines in a protected Mediterranean wetland. *Avian Conserv. Ecol.* 16, 23.

438. Belenguer, R., López-Iborra, G.M., Dies, J., Castany, J. 2016. Dramatic decline of the bearded reedling, *Panurus biarmicus*, in Spanish Mediterranean wetlands. *Anim. Biodiver. Conserv.* 39, 17-27.
439. García-Villanueva, J.A. 1999. Caracterización y uso del hábitat por la avifauna en bosques quemados de la provincia de León. Tesis doctoral. Universidad de León. León.
440. García-Villanueva, J.A., Tárrega, R., Ena, V., Serrano, M.C. 1998. Bird community from a fire degraded pinewood. *Proc. 3rd. International Conference on Forest Fire Research 2*, 1717-1725.
441. Carrascal, L.M., Tellería, J.L. 1989. Organización de la comunidad de aves reproductora en las landas montanas del País Vasco atlántico. *Doñana Acta Vertebrata* 16, 69-87.
442. Pérez de Ana, J.M. 2001. Aves montanas no forestales en el Parque Natural del Gorbea. *Est. Mus. Cienc. Nat. de Álava* 16, 211-216.
443. Nuevo, J.A. 1990. Avifauna nidificante en los medios agrícolas de la provincia de Álava. *Est. Mus. Cienc. Nat. de Álava* 5, 137-145.
444. Sanza, M.A., Traba, J., Morales, M.B., Rivera, D., Delgado, M.P. 2012. Effects of landscape, conspecifics and heterospecifics on habitat selection by breeding farmland birds: the case of the Calandra Lark (*Melanocorypha calandra*) and Corn Bunting (*Emberiza calandra*). *J. Ornithol.* 153, 525-533.
445. Ruiz de Azua, N., Bea, A., Arrayago, M.J., Olalde, M., Berganza, A., Carreras, J. 2019. Situación de la población reproductora de avión zapador *Riparia riparia* en Álava. En: Arizaga, J., Belamendia, G. (Ed.), Libro de resúmenes del II Congreso Ornitológico de Euskadi, Vitoria-Gasteiz, 67. Sociedad de Ciencias Aranzadi.
446. Fernández-García, J.M., Gurrutxaga, M. 2007. Censo y estado de conservación de las poblaciones nidificantes de avión zapador *Riparia riparia* en la Comunidad Autónoma del País Vasco. Temporada 2007. Gobierno Vasco. Inédito.
447. Buenetxea, X., Garaita, R. 2016. Avión zapador *Riparia riparia* en el Territorio Histórico de Bizkaia En: Belamendia, G., Arizaga, J. (Ed.), Libro de resúmenes del I Congreso Ornitológico de Euskadi, Busturia (Bizkaia), 63. Sociedad de Ciencias Aranzadi.
448. Ruiz de Azua, N., Fernández-García, J.M., Bea, A., Carreras, J. 2006. Situación de la población nidificante de avión zapador *Riparia riparia* en Álava. En: Fernández-García, J.M. (Ed.), Actas del Encuentro de Ornitología en Álava, 57-66. Diputación Foral de Álava, Vitoria-Gasteiz.
449. Ruiz de Azua, N., Bea, A., Carreras, J., Fernández-García, J.M. 2012. Colonias artificiales para favorecer la nidificación del avión zapador *Riparia riparia*. En: SEO/BirdLife (Ed.), Libro de resúmenes del XXI Congreso Español y V Ibérico de Ornitología, 126. Vitoria-Gasteiz.
450. Etxezarreta, J. 2010. Distribución y situación actual del avión zapador (*Riparia riparia*) en la Vertiente Cantábrica del País Vasco. *Munibe, Cienc. nat.* 58, 149-171.
451. EKOS Estudios Ambientales. 2021. Seguimiento de la población reproductora de avión zapador (*Riparia riparia*) en Álava. Temporada 2021. Diputación Foral de Álava. Inédito.
452. Arizaga, J., Willemoes, M., Unamuno, E., Unamuno, J.M., Thorup, K. 2015. Following year-round movements in Barn Swallows using geolocators: could breeding pairs remain together during the winter? *Bird Stud.* 62, 141-145.
453. López Calderón, C., Balbontín Arenas, J., Hobson, K.A., Møller, A.P. 2019. Age-dependent carry-over effects in a long-distance migratory bird. *Sci. Rep.* 9, 12032.
454. Arizaga, J., Aldalur, A., Belamendia, G., Calleja, D., de Dios, C., Gainzarain, J.A., Gorospe, G. 2018. Informe sobre aves raras en Euskadi en 2017. *Munibe, Cienc. nat.* 66, 219-233.
455. Balmer, D., Gillings, S., Caffrey, B., Swann, B., Downie, I., Fuller, R. 2013. Bird Atlas 2007-11. The breeding and wintering birds of Britain and Ireland. BTO. UK.
456. Robinson, R.A., Freeman, S.N., Balmer, D.E., Grantham, M.J. 2007. Cetti's Warbler *Cettia cetti*: analysis of an expanding population. *Bird Stud.* 54, 230-235.
457. Gaston, A.J. 1973. The ecology and behaviour of the long-tailed tit. *Ibis* 115, 330-351.
458. Jansson, G., Angelstam, P. 1999. Threshold levels of habitat composition for the presence of the long-tailed tit (*Aegithalos caudatus*) in a boreal landscape. *Lands. Ecol.* 14, 283-290.
459. Portu, I. 2012. Encinares cantábricos: la particularidad costera guipuzcoana. *Foresta* 55, 10-19.
460. Bickford, D., Lohman, D.J., Sodhi, N.S., Ng, P.K.L., Meier, R., Winker, K., Ingram, K.K., Das, I. 2007. Cryptic species as a window on diversity and conservation. *Trends Ecol. Evol.* 22, 148-155.
461. De la Hera, I., Gómez, J., Dillane, E., Unanue, A., Pérez-Rodríguez, A., Pérez-Tris, J., Torres-Sánchez, M. 2020. Wintering grounds, population size and evolutionary history of a cryptic passerine species from isotopic and genetic data. *J. Avian Biol.* 51(9).
462. Gordo, O., Arroyo, J.L., Rodríguez, R., Martínez, A. 2017. Inability of biometry to discriminate Iberian and common chiffchaffs during the autumn migration period. *Ardeola* 64, 49-65.
463. Collinson, J.M., Melling, T. 2008. Identification of vagrant Iberian chiffchaffs – pointers, pitfalls and problem birds. *Brit. Birds* 101, 174-188.
464. Salomon, M. 1989. Song as a possible reproductive isolating mechanism between two parapatric forms. The case of the Chiffchaffs *Phylloscopus c. collybita* and *P. c. brehmii* in the Western Pyrenees. *Behaviour* 111, 270-290.
465. Helbig, A.J., Martens, J., Seibold, I., Henning, E., Schottler, B., Wink, M. 1996. Phylogeny and species limits in the Palearctic chiffchaff *Phylloscopus collybita* complex: mitochondrial genetic differentiation and bioacoustic evidence. *Ibis* 138, 650-666.
466. Salomon, M. 2004. Speciation centres and sustainable development. *J. Biogeogr.* 31, 675-678.
467. Baker, K. 1998. Warblers of Europe, Asia, and North Africa. Princetown University Press. Princetown.
468. Fernández-García, J.M., Gurrutxaga, M., Belamendia, G., Etxaniz, M., Galarza, A. 2012. Tamaño y estado de conservación de las poblaciones nidificantes de carricero tordal *Acrocephalus arundinaceus* (Linnaeus, 1758) y carricero común *Acrocephalus scirpaceus* (Hermann, 1804) en el País Vasco. *Munibe, Cienc. nat.* 60, 175-189.
469. Rodríguez, A.F., Belamendia, G. 1996. El Carricero Tordal en la Comunidad Autónoma del País Vasco. Hontza Natura Elkartea. Inédito.

470. Leisler, B., Schulze-Hagen, K. 2011. The Reed Warblers. KNNV Publishing. Zeist.
471. Arizaga, J., Unamuno, E., Laso, M. 2020. Evolución demográfica de la población de carricero común *Acrocephalus scirpaceus* Herman, 1804 en la costa vasca. Munibe, Cienc. nat. 68, 77-87.
472. Fernández, J.M., Gurrutxaga, M. 2008. Censo y estado de conservación de las poblaciones nidificantes de carricero tor-dal *Acrocephalus arundinaceus*, carricero común *A. scirpaceus* y buscarla unicolor *Locustella luscinioides* en la Comunidad Autónoma del País Vasco. Temporada 2007. Gobierno Vasco. Inédito.
473. Gainzarain, J.A. 2011. Zarcero bereber *Hippolais opaca*. Noti-ciario Ornitológico. Ardeola 58, 509.
474. Engler, J.O., Rödder, D., Elle, O., Hochkirch, A., Secondi, J. 2013. Species distribution models contribute to determine the effect of climate and interspecific interactions in moving hybrid zones. J. Evol. Biol. 26, 2487-2496.
475. Sirami, C., Brotons, L., Martin, J.L. 2007. Vegetation and songbird response to land abandonment: from landscape to census plot. Divers. Distrib. 13, 42-52.
476. Grandío, J.M., Belzunce, J.A. 1990. Estructura estacional de las comunidades de Passeriformes en una marisma del País Vasco atlántico. Munibe, Cienc. nat. 41, 47-58.
477. Huntley, B., Green, R.E., Collingham, Y.C., Willis, S.G. 2007. A climatic atlas of European breeding birds. Lynx, Barcelona.
478. Galarza, A. 1993. Selección de hábitat en una población de Buitrón (*Cisticola juncidis* (Rat.)) tras su desaparición por efec-to de una ola de frío. Ardeola 40, 169-171.
479. Galarza, A. 2000. Influence of temperature on the wintering avifauna of a northern Iberia coastal farmland. Misc. Zool. 23(1), 23-29.
480. Shirihaï, H., Gargallo, G., Helbig, A.J. 2001. Sylvia Warblers. Identification, taxonomy and phylogeny of the genus *Sylvia*. Christopher Helm. London.
481. Berthold, P. 1996. Control of bird migration. Academic Press, London.
482. Carbonell, R., Tellería, J.L. 1998. Selección y uso del habitat por cinco poblaciones ibéricas de curruca capirotada (*Sylvia atricapilla*). Ardeola 45, 1-10.
483. Jordano, P. 2000. Fruits and frugivory. En: Fenner, M. (Ed.), Seeds: the ecology of regeneration in plant communities, 2nd edition, 125-166. CABI Publ. Wallingfords.
484. Arizaga, J., Laso, M. 2021. Aves nidificantes de Errenteria. Sociedad de Ciencias Aranzadi. Inédito.
485. Voelker, G., Light, J.E. 2011. Palaeoclimatic events, dispersal and migratory losses along the Afro-European axis as drivers of biogeographic distribution in *Sylvia* warblers. BMC Evol. Biol. 11, 163.
486. Dickinson, E.C., Christidis, L. 2014. The Howard and Moore Complete Checklist of the Birds of the World, 4th edn, Vol. 2. Passerines. Aves Press. Eastbourne.
487. Aparicio, R.J. 2015. Curruca mirlona - *Sylvia hortensis*. En: Salvador, A., Morales, M.B. (Ed.), Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Ibéricos. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. Disponible en: <http://www.vertebradosibericos.org>.
488. SEO/BirdLife. 2020. Programas de seguimiento de avifauna y grupos de trabajo de SEO/BirdLife 2019. SEO/BirdLife, Madrid.
489. Gainzarain, J.A., Pérez de Ana, J.M. 1995. Distribución y hábi-tat de la curruca cabecinegra (*Sylvia melanocephala*) en las Comunidades Autónomas del País Vasco y Cantabria. Munibe, Cienc. nat. 47, 115-118.
490. Zuccon, D., Pons, J.-M., Boano, G., Chiozzi, G., Gamauf, A., Mengoni, C., Nespoli, D., Olioso, G., Pavia, M., Pellegrino, I., Raković, M., Randi, E., Rguibi Idrissi, H., Touihri, M., Unsöld, M., Vitulano, S., Brambilla, M. 2020. Type specimens matter: new insights on the systematics, taxonomy and nomenclature of the subalpine warbler (*Sylvia cantillans*) complex. Zool. J. Linn. Soc. 190, 314-341.
491. Gainzarain, J.A. 1996. Selección de hábitat de la avifauna en una comarca agrícola del Alto Valle del Ebro (Norte de Espa-ña). Munibe, Cienc. nat. 48, 3-16.
492. Villén-Pérez, S., Carrascal, L.M., Palomino, D. 2022. Cambio climático, hábitats y Red Natura 2000: el futuro de las aves comunes en España. Uno Editorial, Madrid.
493. Carrascal, L.M. 1987. Relaciones entre avifauna y estructura de la vegetación en el País Vasco atlántico. Tesis Doctoral. Universidad Complutense de Madrid, Madrid.
494. Onrubia, A., Sáenz de Buruaga, M., Campos, M.Á., Lucio, A.J., Purroy, F. 1996. Estudio faunístico del Parque Natural de Valderejo (Álava). Informes técnicos, nº 71. Gobierno Vasco, Vitoria-Gasteiz.
495. Arizaga, J., Belamendia, G., Calleja, D., Cañadas, J., De Dios, C., Gainzarain, J.A., Gorospe, G. 2021. Informe sobre aves raras en Euskadi en 2020. Munibe, Cienc. nat. 69, 117-135.
496. Ortiz de Urbina, E., Mesanza, N., Aragonés, A., Raposo, R., Elvira-Recuenco, M., Boqué, R., Patten, C., Aitken, J., Iturrutxa, E. 2017. Emerging needle blight diseases in Atlantic *Pinus* ecosystems of Spain. Forests 8, 18.
497. Purroy, F.J. 1975. Evolución anual de la avifauna en un bosque mixto de frondosas y coníferas en Navarra. Ardeola 21, 669-697.
498. Robinson, R.A., Siriwardena, G.M., Crick, H.Q.P. 2005. Status and population trends of Starling *Sturnus vulgaris* in Great Britain. Bird Stud. 52, 252-260.
499. Macleod, R., Clark, J., Cresswell, W. 2008. The starvation–predation risk trade-off, body mass and population status in the Common Starling *Sturnus vulgaris*. Ibis 150, 199-208.
500. Burns, F., Eaton, M.A., Balmer, D.E., Banks, A., Caldow, R., Donelan, J.L., Douse, A., Duigan, C., Foster, S., Frost, T., Grice, P.V., Hall, C., Hanmer, H.J., Harris, S.J., Johnstone, I., Lindley, P., McCulloch, N., Noble, D.G., Risely, K., Robinson, R.A., Wotton, S.R. 2020. The state of the UK's birds 2020. RSPB, BTO, WWT, DAERA, JNCC, NatureScot, NE, NRW. Bedfords-hire.
501. De la Cruz-Cardiel, P.J., Deceuninck, B., Peris, S.J., Elena-Rose-lló, J.A. 1997. Allozyme polymorphism and interspecific rela-tionships in the Common starling (*Sturnus vulgaris*) and spotless starling (*Sturnus unicolor*) (Aves: Sturnidae). J. Zool. Sys. Evol. Res. 35, 75-79.
502. Motis, A. 1992. Mixed breeding pairs of European Starling (*Sturnus vulgaris*) and Spotless Starling (*Sturnus unicolor*) in the north-east of Spain. Butll. Group Cat. Anella. 9, 19-23.
503. Veiga, J.P., Polo, V. 2016. Estornino Negro – *Sturnus unicolor*. En: Salvador, A., Morales, M.B. (Ed.), Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Ibéricos. Museo Nacional de Ciencias Natu-rales, Madrid. Disponible en: <http://www.vertebradosibericos.org>.

504. Tellería, J.L., Ramírez, A., Pérez-Tris, J. 2008. Fruit tracking between sites and years by birds in Mediterranean wintering grounds. *Ecography* 31, 381-388.
505. Snow, B.K., Snow, D.W. 1984. Long-term defence of fruit by Mistle Thrushes *Turdus viscivorus*. *Ibis* 126, 39-49.
506. Tellería, J.L., Santos, T. 1982. Las áreas de invernada de zorzales y mirlos (género *Turdus*) en el País Vasco. *Munibe, Cienc. nat.* 34, 361-365.
507. Santos, T. 1985. Estudio sobre la biología migratoria de la tribu Turdini (Aves) en España. Monografía 39. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.
508. Lundberg, P. 1985. Dominance behaviour, body weight and fat variations, and partial migration in European blackbirds *Turdus merula*. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 17, 185-189.
509. Main, I.G. 2002. Seasonal movements of Fennoscandian Blackbirds *Turdus merula*. *Ring. Migr.* 21, 65-74.
510. Santos, T. 1982. Migración e invernada de zorzales y mirlos (género *Turdus*) en la península Ibérica. Tesis doctoral. Universidad Complutense de Madrid, Madrid.
511. Wernham, C., Toms, M., Marchant, J., Clark, J.A., Siriwardena, G.M., Baillie, S. 2002. The Migration Atlas: Movements of the Birds of Britain and Ireland. T. & A.D. Poyser, London.
512. Domínguez, M., Barba, E., Cantó, J.L., López, G.M., Monrós, J.S. 2007. Seasonal interchange of the European Robin *Erithacus rubecula* populations in an evergreen holm oak forest. *Acta Ornithol.* 42, 15-21.
513. Arizaga, J., Crespo, A., Iraeta, A. 2019. Noticias EMAN, 7. Informe anual sobre los resultados del Programa EMAN y EMAI. Sociedad de Ciencias Aranzadi, Donostia.
514. Arizaga, J., Mendiburu, A., Aldalur, A., Alonso, D., Aranguren, D., Asenjo, I., Cuadrado, J.F., Díez, E., Herrero, A., Jauregi, J.I., Romero, L., Sánchez, J.M. 2010. Reproducción de ruiseñor común (*Luscinia megarhynchos*) en Gipuzkoa. *Munibe, Cienc. nat.* 58, 267-270.
515. Bueno, J.M. 1992. Migración e invernada de pequeños turdinos en la Península Ibérica. III. Colirrojo Real (*Phoenicurus phoenicurus*). *Ardeola* 39, 3-7.
516. Fernández-García, J.M., Ginzarain, J.A. 2006. Tendencias poblacionales recientes de la avifauna del País Vasco y de Navarra, según las variaciones de su distribución. En: Fernández-García, J.M. (Ed.), *Actas del Encuentro de Ornitología en Álava*, 25-40. Diputación Foral de Álava, Vitoria-Gasteiz.
517. Fernández-García, J.M., Gracianteparaluceta, A., Unanue, A. 2011. Estudio de la población nidificante de colirrojo real (*Phoenicurus phoenicurus*) en la Comunidad Autónoma del País Vasco. Gobierno Vasco. Vitoria-Gasteiz.
518. Martínez, N., Jenni, L., Wyss, E., Zbinden, N. 2010. Habitat structure versus food abundance: the importance of sparse vegetation for the common redstart *Phoenicurus phoenicurus*. *J. Ornithol.* 151, 297-307.
519. Arizaga, J., Laso, M., Aizpurua, O. 2021. Reto 'Un mes, una especie'. 2021, abril. Resultados. Sociedad de Ciencias Aranzadi. Inédito.
520. Urquhart, E. 2002. Stonechats. A Guide to the Genus *Saxicola*. Helm Identification Guides, London.
521. Bueno, J.M. 1991. Migración e invernada de pequeños turdinos en la Península Ibérica. II. Collalba Gris (*Oenanthe oenanthe*), Tarabilla Norteña (*Saxicola rubetra*) y Tarabilla Común (*Saxicola torquata*). *Ardeola* 38, 117-129.
522. Galarza, A. 2020. Tarabilla norteña – *Saxicola rubetra*. En: López, P., Martín, J., Tellería, J.L. (Ed.), *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Ibéricos*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. Disponible en: <http://www.vertebradosibericos.org>.
523. Bastian, H.V. 2015. En: Bastian, H.V., Feulner, J. (Ed.), *Why Whinchats are endangered? A try of a root cause analyse*, LBV Hof, Helmbrechts.
524. Svensson, L., Shirihai, H., Frahnert, S., Dickinson, E.C. 2012. Taxonomy and nomenclature of the Stonechat complex *Saxicola torquatus* sensu lato in the Caspian region. *Bull. B. O. C.* 132, 260-269.
525. Illera, J.C., Serrano, D. 2021. Tarabilla europea – *Saxicola rubicola*. En: López, P., Martín, J., Tellería, J.L. (Ed.), *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Ibéricos*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. Disponible en: <http://www.vertebradosibericos.org>.
526. Lauga, B., Cagnon, C., D'Amico, F., Karama, S., Mouchès, C. 2005. Phylogeography of the white-throated dipper *Cinclus cinclus* in Europe. *J. Ornithol.* 146, 257-262.
527. Sánchez, J.M., Arizaga, J., D'Amico, F. 2019. Propuesta de una red de censo de mirlo acuático *Cinclus cinclus* L., 1758 en el País Vasco para detectar tendencias a largo plazo en su distribución a partir de modelos de ocupación. *Munibe, Cienc. nat.* 67, 19-30.
528. Echegaray, J. 2006. Habitat selection of the grey wagtail (*Motacilla cinerea*), dipper (*Cinclus cinclus*) and kingfisher (*Alcedo atthis*) in the Bayas river (Álava, Basque Country). *Est. Mus. Cienc. Nat. de Álava* 20, 127-134.
529. Peris, S.J., González-Sánchez, N., Carnero, J.I., Velasco, J.C., Masa, A.I. 1991. Algunos factores que inciden en la densidad y población del mirlo acuático (*Cinclus cinclus*) en el centro-occidente de la Península Ibérica. *Ardeola* 38, 11-20.
530. Tyler, S.J., Ormerod, S.J. 1994. The Dippers. T & A. D. Poyser. London.
531. Sánchez, J.M., Jauregi, J.I., Goikoetxea, J., Aranguren, I., Arizaga, J. 2019. Breeding biology and prey availability in the White-throated Dipper in Northern Iberia. *Rev. Cat. Ornitol.* 35, 1-8.
532. Ormerod, S.J., Ohalloran, J., Gribbin, S.D., Tyler, S.J. 1991. The ecology of dippers *Cinclus cinclus* in relation to stream acidity in upland Wales - Breeding performance, Calcium physiology and nestling growth. *J. Appl. Ecol.* 28, 419-433.
533. Ormerod, S.J., Tyler, S.J. 1993. En: Furness, R.W., Greenwood, J.J.P. (Ed.), *Birds as indicators of changes in water quality*, Chapman & Hall, London.
534. Ormerod, S.J., Tyler, S.J. 1989. Long-term change in the suitability of Welsh streams for dippers *Cinclus cinclus* as a result of acidification and recovery: A modelling study. *Environ. Poll.* 62, 171-182.
535. Sánchez, J.M., Jauregi, J.I., Goikoetxea, J., Aranguren, I., Arizaga, J. 2017. Assessing the impact of extreme flooding on survival in a southern European population of White-throated Dippers *Cinclus cinclus*. *Bird Stud.* 64, 45-50.
536. Baucells, J., Abella, J.C. 2007. Les colonies de Pardal Roquer *Petronia petronia* a la comarca d' Osona: estat de la població i requeriments ecològics. *Rev. Cat. Ornitol.* 23, 1-9.
537. Shaw, L.M., Chamberlain, D., Evans, M. 2008. The House Sparrow *Passer domesticus* in urban areas: reviewing a possible link between post-decline distribution and human socioeconomic status. *J. Ornithol.* 149, 293-299.

538. Summers-Smith, J.D. 2003. The decline of the House Sparrow: a review. *Brit. Birds* 96, 439-446.
539. Bernat-Ponce, E., Ferrer, D., Gil-Delgado, J.A., López-Iborra, G.M. 2022. Effect of replacing surface with underground rubbish containers on urban House Sparrows *Passer domesticus*. *Urban Ecosystems* 25, 121-132.
540. Balmori, A., Hallberg, Ö. 2007. The urban decline of the House Sparrow (*Passer domesticus*): A possible link with electromagnetic radiation. *Electromagn. Biol. Med.* 26, 141-151.
541. Wood, B. 1992. Yellow Wagtail *Motacilla flava* migration from West Africa to Europe: pointers towards a conservation strategy for migrants on passage. *Ibis* 134, 66-76.
542. Pérez-Tris, J., Asensio, B. 1997. Migración e invernada de las lavanderas cascadeña *Motacilla cinerea* y blanca *M. alba* en la península ibérica e islas Baleares. *Doñana Acta Vertebrata* 24, 79-89.
543. Smiddy, P., O'Halloran, J. 1998. Breeding biology of the Grey Wagtail *Motacilla cinerea* in southwest Ireland. *Bird Stud.* 45, 331-336.
544. Vickery, J. 1991. Breeding density of Dippers *Cinclus Cinclus*, Gray Wagtails *Motacilla cinerea* and Common Sandpipers *Actitis hypoleucos* in relation to the acidity of streams in South-West Scotland. *Ibis* 133, 178-185.
545. Ormerod, S.J., Tyler, S.J. 1987. Aspects of the breeding ecology of Welsh Grey Wagtails *Motacilla cinerea*. *Bird Stud.* 34, 43-51.
546. Carrascal, L.M., Díaz, L. 2003. Asociación entre distribución continental y regional. Análisis con la avifauna forestal y de medios arbolados de la Península Ibérica. *Graellsia* 59, 179-207.
547. Asensio, B. 1987. Migración en España del Pardillo Común (*Carduelis cannabina*, L.). *Misc. Zool.* 11, 347-352.
548. Newton, I. 1972. *Finches*. Collins, London.
549. Marquiss, M., Newton, I.A.N., Hobson, K.A., Kolbeinsson, Y. 2012. Origins of irruptive migrations by Common Crossbills *Loxia curvirostra* into northwestern Europe revealed by stable isotope analysis. *Ibis* 154, 400-409.
550. Newton, I. 2006. Movement patterns of Common Crossbills *Loxia curvirostra* in Europe. *Ibis* 148, 782-788.
551. Senar, J.C., Borrás, A., Cabrera, T., Cabrera, J. 1993. Testing for the relationship between coniferous crop stability and Common Crossbill residence. *J. Field Ornithol.* 64, 464-469.
552. Benkman, C.W. 1987. Crossbill foraging behaviour, bill structure, and patterns of food profitability. *Wilson Bull.* 99, 351-368.
553. Parchman, T.L., Edelaar, P., Uckele, K., Mezquida, E.T., Alonso, D., Jahner, J.P., Summers, R.W., Benkman, C.W. 2018. Resource stability and geographic isolation are associated with genome divergence in western Palearctic crossbills. *J. Evol. Biol.* 31, 1715-1731.
554. Alonso, D., Arizaga, J., Miranda, R., Hernandez, M.A. 2006. Morphological diversification of common crossbill *Loxia curvirostra* populations within Iberia and the Balearics. *Ardea* 94, 99-107.
555. Benkman, C.W., Parchman, T.L. 2009. Coevolution between crossbills and black pine: the importance of competitors, forest area and resource stability. *J. Evol. Biol.* 22, 942-953.
556. Alonso, D., Fernández-Eslava, B., Edelaar, P., Arizaga, J. 2020. Morphological divergence among Spanish Common Crossbill populations and adaptations to different pine species. *Ibis* 162, 1279-1291.
557. Groth, J.G. 1993. Evolutionary differentiation in morphology, vocalizations, and allozymes among nomadic sibling species in the North American red crossbill (*Loxia curvirostra*) complex. *Univ. California Publication in Zoology* 127.
558. Mezquida, E.T., Svenning, J.-C., Summers, R.W., Benkman, C.W. 2018. Higher spring temperatures increase food scarcity and limit the current and future distributions of crossbills. *Divers. Distrib.* 24, 473-484.
559. Asensio, B. 1986. La migración en España del Jilguero (*Carduelis carduelis*, L.) según los resultados de anillamiento. *Ardeola* 33, 176-183.
560. Arizaga, J., Cuadrado, J.F., Romero, L. 2009. Seasonal individual and population-associated patterns of migration of goldfinches *Carduelis carduelis* through the western edge of Pyrenees. *Ardeola* 56, 57-69.
561. Alonso, D., Arizaga, J. 2004. El verderón serrano (*Serinus citrinella*) en Navarra: parámetros fenológicos y movimientos migratorios. *Munibe, Cienc. nat.* 55, 95-112.
562. Borrás, A., Cabrera, J., Colome, X., Cabrera, T., Senar, J.C. 2011. Patterns of connectivity in Citril Finches *Serinus citrinella*: sympatric wintering of allopatric breeding birds? *Bird Stud.* 58, 257-263.
563. Fornasari, L., Carabella, M., Corti, W., Pianezza, F. 1998. Autumn movements of Citril Finch *Serinus citrinella citrinella* in the southern Alps. *Ring. Migr.* 19, 23-29.
564. Borrás, A., Cabrera, T., Cabrera, J., Senar, J.C. 2003. The diet of the Citril Finch (*Serinus citrinella*) in the Pyrenees and the role of *Pinus* seeds as a key resource. *J. Ornithol.* 144, 345-353.
565. Zuberogoitia, I. 1996. Contribución al Atlas de aves nidificantes de Bizkaia. Passeriformes nidificantes escasos. *Munibe, Cienc. nat.* 48, 111-117.
566. Forschler, M., Borrás, A., Cabrera, J., Cabrera, T., Senar, J. 2005. Inter-locality variation in reproductive success of the citril finch *Serinus citrinella*. *J. Ornithol.* 146, 137-140.
567. Senar, J.C., Conroy, M.J., Borrás, A. 2002. Asymmetric exchange between populations differing in habitat quality: A metapopulation study on the citril finch. *J. Appl. Stat.* 29, 425-441.
568. Maggini, R., Lehmann, A., Zbinden, N., Zimmermann, N.E., Bolliger, J., Schröder, B., Foppen, R., Schmid, H., Beniston, M., Jenni, L. 2014. Assessing species vulnerability to climate and land use change: the case of the Swiss breeding birds. *Divers. Distrib.* 20, 708-719.
569. Förschler, M., Dorka, U. 2010. Citril Finch faces extinction at the northern edge of its distribution faces extinction. *Alauda* 78, 130-136.
570. Bradbury, R.B., Kyrkos, A., Morris, A.J., Clark, S.C., Perkins, A.J., Wilson, J.D. 2000. Habitat associations and breeding success of yellowhammers on lowland farmland. *J. Appl. Ecol.* 37, 789-805.
571. Morris, A.J., Wilson, J.D., Whittingham, M.J., Bradbury, R.B. 2005. Indirect effects of pesticides on breeding yellowhammer (*Emberiza citrinella*). *Agric. Ecosyst. Environ.* 106, 1-16.

572. Reif, J., Vorisek, P., Sastny, K., Vladimír, B., Petr, J. 2008. Agricultural intensification and farmland birds: new insights from a central European country. *Ibis* 150, 596-605.
573. Sánchez, S., Václav, R., Prokop, P. 2009. An inter-regional approach to intraspecific variation in habitat association: Rock Bunting *Emberiza cia* as a case study. *Ibis* 151, 88-98.
574. Selstam, G., Sondell, J., Olsson, P. 2015. Wintering area and migration routes for Ortolan Buntings *Emberiza hortulana* from Sweden determined with light-geologgers. *Ornis Svecica* 25, 3-14.
575. Berg, Å. 2008. Habitat selection and reproductive success of Ortolan Buntings *Emberiza hortulana* on farmland in central Sweden – the importance of habitat heterogeneity. *Ibis* 150, 565-573.
576. Menz, M.H.M., Brotons, L., Arlettaz, R. 2009. Habitat selection by Ortolan Buntings *Emberiza hortulana* in post-fire succession in Catalonia: implications for the conservation of farmland populations. *Ibis* 151, 752-761.
577. Menz, M.H.M., Mosimann-Kampe, P., Arlettaz, R. 2009. Foraging habitat selection in the last Ortolan Bunting *Emberiza hortulana* population in Switzerland: final lessons before extinction. *Ardea* 97, 323-333.
578. Santos, T., Suárez, F. 2005. Biogeography and population trends of Iberian steppe birds. En: Bota, G., Morales, M.B., Mañosa, S., Camprodon, J. (Ed.), *Ecology and conservation of steppe-land birds*, 69-102. Lynx Edicions - Centre Tecnològic Forestal de Catalunya, Barcelona.
579. Brambilla, M., Guidali, F., Negri, I. 2008. The importance of an agricultural mosaic for Cirl Buntings *Emberiza cirlus* in Italy. *Ibis* 150, 628-632.
580. Peach, W.J., Lovett, L.J., Wotton, S.R., Jeffs, C. 2010. Countryside stewardship delivers cirl buntings (*Emberiza cirlus*) in Devon, UK. *Biol. Conserv.* 101, 361-373.
581. Arizaga, J., Aldalur, A., Belamendia, G., Calleja, D., De Dios, C., Gainzarain, J.A., Gorospe, G. 2019. Informe sobre aves raras en Euskadi en 2018. *Munibe, Cienc. nat.* 67, 163-182.
582. Onrubia, A. 2002. Cisne Negro, *Cygnus atratus*. *Noticiero Ornitológico. Ardeola* 49, 178.
583. De Juana, E. 2006. Aves raras de España: un catálogo de las especies de presentación ocasional. Lynx Edicions, Barcelona.
584. Molina, B., Prieta, J., Lorenzo, J.A., López-Jurado, C. 2013. *Noticiero Ornitológico. Ardeola* 60, 507-543.
585. Kreuzberg-Mukhina, E.A. 2006. En: Boere, G., Galbraith, C., Stroud, D. (Ed.), *The effect of habitat change on the distribution of waterbirds in Uzbekistan and the possible implications of climate change*, 277-282. The Stationary Office, Edinburgh, UK. 586. Anónimo. 1956. *Ensayo de repoblación del Faisán en la provincia de Guipúzcoa*. *Munibe, Cienc. nat.* 8, 239-242.
587. Chiatante, J., Meriggi, A. 2022. Habitat selection and density of common pheasant (*Phasianus colchicus*) in Northern Italy: effects of land use cover and landscape configuration. *Eur. J. Wildl. Res.* 68, 3-26.
588. Rallo, A., García-Arberas, L. 2012. Fauna exótica invasora en Bizkaia. *Diputación Foral de Bizkaia, Bilbao*.
589. Martín-Taboada, A., Souviron-Priego, L. 2018. *Leiothrix lutea*: una nueva especie en nuestra avifauna. III Congreso Biodiversidad y Conservación de la Naturaleza. Universidad de Málaga, Málaga.
590. MAPAMA. 2013. *Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Gobierno de España, Madrid.
591. Sanz-Azkue, I., Michelena, P.L., Esparcia, J.F., Belzunce, J.A. 2014. Observación de leiothrix piquirrojo *Leiothrix lutea* (Scopoli, 1786) en Irún. Nueva especie de ave exótica en Gipuzkoa. *Munibe, Cienc. nat.* 62, 145-151.
592. Dubois, P.J. 2007. Les oiseaux allochtones en France: statut et interactions avec les espèces indigènes. *Ornitho* 14, 329-364.
593. Aquitaine, L. 2015. *Atlas des oiseaux nicheurs d'Aquitaine*. LPO Aquitaine, Rochefort.
594. Herrando, S., Llimona, F., Brotons, L., Quesada, J. 2010. A new exotic bird in Europe: recent spread and potential range of Red-billed Leiothrix *Leiothrix lutea* in Catalonia (northeast Iberian Peninsula). *Bird Stud.* 57, 226-235.
595. Pagani-Núñez, E., Senar, J.C. 2018. Isotopic niche overlap between the invasive leiothrix and potential native competitors. *Anim. Biodiver. Conserv.* 41, 427-434.
596. Zuberogoitia, I., Torres, J.J. 2002. *Pájaros de Bizkaia*. BBK, Bilbao.
597. Fernández, J.M. 2006. Informe sobre los trabajos de búsqueda y censo de poblaciones nidificantes de escribano palustre (*Emberiza schoeniclus*) en la CAPV. Gobierno Vasco, Vitoria. Inédito.
598. Atienza, J.C. 2006. El escribano palustre en España. I Censo Nacional (2005). SEO/BirdLife, Madrid.
599. De Juana, E. 1994. *Noticiero Ornitológico. Ardeola* 41, 91-102.
600. Zuberogoitia, I., Torres, J.J. 1998. *Aves acuáticas de Bizkaia*. BBK, Bilbao.
601. Domínguez, J., Vidal, M. 2009. Zarapito real *Numenius arquata*. En: Palomino, D., Molina, B. (Ed.), *Aves acuáticas reproductoras en España. Población en 2007 y método de censo*, 130-141. SEO/BirdLife, Madrid.
602. Elósegui, J. 1985. *Navarra. Atlas de aves nidificantes*. Caja de Ahorros de Navarra, Pamplona.
603. Hernández, M.A. 2020. Alcaudón real – *Lanius meridionalis*. En: López, P., Martín, J., Moreno-Rueda, G. (Ed.), *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Ibéricos*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. Disponible en: <http://www.vertebradosibericos.org>.
604. Panov, E.N. 2011. *The True Shrikes (Laniidae) of the World*. Ecology, Behavior and Evolution. Pensoft, Sofia-Moscú.
605. Rogalla, S., Arizaga, J. 2018. Opportunistic stopovers of Willow Warblers *Phylloscopus trochilus* in a reed bed area at the Bay of Biscay during autumn migration. *Ardea* 106, 97-104.
606. Tellería, J.L. 1977. Lúgano (*Carduelis spinus*). *Noticiero Ornitológico. Ardeola* 26, 241.
607. Zuberogoitia, I., Ocio, G., Torres, J.J. 1995. *Avifauna del Abra*. Gobierno Vasco, Vitoria-Gasteiz.
608. Rigal, S., Dakos, V., Alonso, H., Auniş, A., Benkő, Z., Brotons, L., Chodkiewicz, T., Chylarecki, P., de Carli, E., del Moral, J.C., Domşa, C., Escandell, V., Fontaine, B., Foppen, R., Gregory, R., Harris, S., Herrando, S., Husby, M., Ieronymidou, C., Jiguet, F., Kennedy, J., Klvaňová, A., Kmecl, P., Kuczyński, L., Kurlavičius, P., Kålås, J.A., Lehtikoinen, A., Lindström, Å., Lorri-lière, R., Moshøj, C., Nellis, R., Noble, D., Eskildsen, D.P.,



- Paquet, J.-Y., Péliissié, M., Pladevall, C., Portolou, D., Reif, J., Schmid, H., Seaman, B., Szabo, Z.D., Szép, T., Florenzano, G.T., Teufelbauer, N., Trautmann, S., van Turnhout, C., Vermouzek, Z., Vikstrøm, T., Voříšek, P., Weiserbs, A., Devictor, V. 2023. Farmland practices are driving bird population decline across Europe. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 120, e2216573120.
609. Escandell, V., Escudero, E., Skorpilova, J., Klanova, A. 2022. Tendencia de las aves en primavera. En: SEO/BirdLife (Ed.), Programas de seguimiento de avifauna y grupos de trabajo, 4-11. SEO/BirdLife, Madrid.
610. Donald, P.F., Green, R.E., Heath, M.F. 2001. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proc. R. Soc. B. Biol. Sci.* 268, 25-29.
611. Traba, J., Morales, M.B. 2019. The decline of farmland birds in Spain is strongly associated to the loss of fallowland. *Sci. Rep.* 9, 9473.
612. Palacín, C., Alonso, J.C. 2018. Failure of EU Biodiversity Strategy in Mediterranean farmland protected areas. *J. Nat. Conserv.* 42, 62-66.
613. Donald, P.F., Sanderson, F.J., Burfield, I.J., van Bommel, F.P.J. 2006. Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990–2000. *Agric. Ecosyst. Environ.* 116, 189-196.
614. Cabodevilla, X., Wright, A.D., Villanua, D., Arroyo, B., Zipkin, E.F. 2022. The implementation of irrigation leads to declines in farmland birds. *Agric. Ecosyst. Environ.* 323, 107701.
615. Gainzarain, J. A. 1993. Las comunidades de aves en las riberas fluviales de la Llanada Alavesa. *Est. Mus. Cienc. Nat. de Álava* 5, 147-161.

# ERANSKINA / APÉNDICES

**1. eranskina.** Ebaluazio-metrikak, bereizmen handiko banaketa-mapa egindako espezie bakoitzaren presentzia-probabilitatearen banaketa modelizatuaren batez besteko eredu bakoitzarenak. Metrika horiek balio dute sailkapen bitarraren kalitatea neurtzeko; gure kasuan, presentzia (1) edo eza (0). Zehazki, honako hauek kalkulatu dira: ROC kurbaren azpiko azalera, korrelazio-koefizientea (COR), desbiderapena (ingelesez, *deviance*, DEV), prebalentzia (PRE), sentsibilitatea (SEN), espezifikitatea (ESP), *True Skill Statistic balioa* (TSS), *Kappa*, *Normalized Mutual Information* (NMI) eta *Phi* koefizientea. Xehetasun gehiagorako, ikus Franklin<sup>[40]</sup>.

**Apéndice 1.** Métricas de evaluación para cada modelo pro-mediado de distribución modelizada de la probabilidad de presencia de cada una de las especies para las que se hizo un mapa de distribución de alta resolución. Dichas métricas sirven para medir la calidad de la clasificación binaria, en nuestro caso, de presencia (1) o ausencia (0). En particular se calculó el área bajo la curva ROC (AUC), coeficiente de correlación (COR), desviación (en inglés, *deviance*, DEV), prevalencia (PRE), sensibilidad (SEN), especificidad (ESP), el valor de *True Skill Statistic* (TSS), *Kappa*, *Normalized Mutual Information* (NMI) y el coeficiente *Phi*. Para más detalle ver Franklin<sup>[40]</sup>.

Espezieak / Especies'	AUC	COR	DEV	PRE	SEN	ESP	TSS	Kappa	NMI	Phi
<i>Aegithalos caudatus</i>	0.70	0.35	1.20	0.37	0.61	0.71	0.32	0.32	0.09	0.33
<i>Alauda arvensis</i>	0.90	0.65	0.58	0.17	0.85	0.87	0.73	0.62	0.40	0.64
<i>Alectoris rufa</i>	0.94	0.63	0.37	0.10	0.95	0.88	0.83	0.57	0.49	0.62
<i>Anas platyrhynchos</i>	0.81	0.46	0.65	0.14	0.77	0.75	0.51	0.34	0.19	0.39
<i>Anthus campestris</i>	0.95	0.65	0.25	0.06	0.94	0.88	0.82	0.48	0.46	0.55
<i>Anthus spinoletta</i>	0.94	0.66	0.15	0.03	0.95	0.95	0.90	0.62	0.62	0.67
<i>Anthus trivialis</i>	0.74	0.42	1.15	0.38	0.63	0.76	0.39	0.39	0.12	0.40
<i>Apus apus</i>	0.73	0.40	1.19	0.39	0.77	0.63	0.40	0.37	0.12	0.39
<i>Buteo buteo</i>	0.68	0.30	1.25	0.39	0.76	0.59	0.35	0.33	0.10	0.35
<i>Carduelis carduelis</i>	0.75	0.43	1.16	0.61	0.76	0.66	0.42	0.42	0.14	0.43
<i>Certhia brachydactyla</i>	0.75	0.46	1.18	0.53	0.77	0.64	0.40	0.41	0.13	0.42
<i>Cettia cetti</i>	0.84	0.53	0.78	0.21	0.80	0.76	0.56	0.45	0.23	0.48
<i>Chloris chloris</i>	0.81	0.55	1.08	0.47	0.67	0.86	0.52	0.53	0.23	0.54
<i>Cisticola juncidis</i>	0.83	0.42	0.56	0.11	0.79	0.80	0.59	0.38	0.23	0.43
<i>Columba livia</i>	0.72	0.38	0.41	0.06	0.68	0.78	0.46	0.24	0.16	0.30
<i>Columba palumbus</i>	0.75	0.41	1.13	0.65	0.57	0.84	0.41	0.36	0.13	0.40
<i>Corvus corax</i>	0.63	0.18	0.91	0.18	0.64	0.61	0.25	0.17	0.05	0.20
<i>Corvus corone</i>	0.79	0.44	0.76	0.83	0.76	0.72	0.48	0.36	0.17	0.40
<i>Cuculus canorus</i>	0.79	0.50	1.02	0.69	0.77	0.69	0.46	0.44	0.16	0.45
<i>Curruca iberiae</i>	0.91	0.52	0.38	0.08	0.94	0.80	0.74	0.38	0.36	0.47
<i>Curruca melanocephala</i>	0.91	0.71	0.36	0.09	0.84	0.89	0.73	0.55	0.40	0.59
<i>Curruca undata</i>	0.86	0.39	0.36	0.06	0.90	0.76	0.65	0.27	0.27	0.37
<i>Cyanistes caeruleus</i>	0.71	0.35	1.19	0.65	0.67	0.67	0.34	0.32	0.09	0.34
<i>Delichon urbicum</i>	0.72	0.28	0.74	0.14	0.71	0.67	0.38	0.23	0.10	0.28
<i>Dendrocopos major</i>	0.71	0.37	1.24	0.56	0.76	0.60	0.36	0.37	0.11	0.38
<i>Dryocopus martius</i>	0.78	0.31	0.50	0.08	0.84	0.65	0.49	0.20	0.16	0.29
<i>Emberiza calandra</i>	0.92	0.75	0.58	0.22	0.82	0.94	0.76	0.74	0.48	0.74
<i>Emberiza cirrus</i>	0.88	0.68	0.85	0.36	0.80	0.87	0.67	0.66	0.36	0.67
<i>Emberiza citrinella</i>	0.73	0.29	0.68	0.12	0.66	0.76	0.42	0.27	0.12	0.31
<i>Erithacus rubecula</i>	0.84	0.58	0.50	0.89	0.85	0.79	0.64	0.44	0.28	0.48
<i>Falco tinnunculus</i>	0.72	0.30	0.69	0.13	0.72	0.67	0.40	0.23	0.11	0.28
<i>Fringilla coelebs</i>	0.79	0.40	0.43	0.93	0.84	0.70	0.54	0.33	0.20	0.37
<i>Galerida cristata</i>	0.94	0.58	0.24	0.05	0.95	0.88	0.83	0.44	0.46	0.52
<i>Garrulus glandarius</i>	0.74	0.43	1.18	0.57	0.77	0.63	0.40	0.40	0.13	0.42
<i>Hippolais polyglotta</i>	0.78	0.48	1.15	0.46	0.78	0.67	0.46	0.45	0.16	0.46
<i>Hirundo rustica</i>	0.77	0.47	1.15	0.41	0.77	0.68	0.45	0.43	0.16	0.45
<i>Jynx torquilla</i>	0.68	0.26	0.67	0.12	0.69	0.67	0.35	0.19	0.09	0.25
<i>Lanius collurio</i>	0.74	0.30	0.78	0.15	0.77	0.65	0.42	0.26	0.13	0.32

Espezieak / Species	AUC	COR	DEV	PRE	SEN	ESP	TSS	Kappa	NMI	Phi
<i>Linaria cannabina</i>	0.87	0.65	0.86	0.32	0.84	0.80	0.64	0.60	0.32	0.61
<i>Locustella naevia</i>	0.85	0.30	0.27	0.04	0.86	0.80	0.66	0.23	0.25	0.32
<i>Lophophanes cristatus</i>	0.81	0.51	1.03	0.36	0.86	0.68	0.54	0.49	0.23	0.52
<i>Loxia curvirostra</i>	0.63	0.09	0.34	0.04	0.74	0.61	0.35	0.08	0.08	0.15
<i>Lullula arborea</i>	0.92	0.63	0.53	0.16	0.95	0.82	0.77	0.56	0.43	0.61
<i>Luscinia megarhynchos</i>	0.96	0.75	0.41	0.15	0.93	0.88	0.81	0.66	0.50	0.69
<i>Merops apiaster</i>	0.95	0.78	0.23	0.07	0.90	0.89	0.79	0.53	0.47	0.59
<i>Milvus migrans</i>	0.77	0.44	1.05	0.31	0.73	0.71	0.45	0.41	0.16	0.43
<i>Motacilla alba</i>	0.75	0.41	1.14	0.35	0.72	0.70	0.42	0.40	0.14	0.41
<i>Motacilla cinerea</i>	0.82	0.44	0.58	0.12	0.79	0.76	0.55	0.35	0.21	0.41
<i>Motacilla flava</i>	0.91	0.66	0.34	0.08	0.86	0.89	0.75	0.53	0.41	0.57
<i>Muscicapa striata</i>	0.69	0.21	0.74	0.13	0.76	0.61	0.36	0.19	0.09	0.25
<i>Oenanthe hispanica</i>	1.00	0.89	0.07	0.03	1.00	0.99	0.99	0.91	0.89	0.91
<i>Oenanthe oenanthe</i>	0.85	0.41	0.34	0.06	0.82	0.84	0.66	0.33	0.28	0.40
<i>Parus major</i>	0.69	0.23	0.64	0.90	0.73	0.64	0.38	0.22	0.10	0.27
<i>Passer domesticus</i>	0.83	0.56	1.04	0.42	0.87	0.67	0.54	0.52	0.24	0.54
<i>Periparus ater</i>	0.82	0.54	1.04	0.39	0.84	0.71	0.54	0.52	0.23	0.53
<i>Petronia petronia</i>	0.94	0.62	0.33	0.08	0.91	0.88	0.79	0.52	0.44	0.58
<i>Phoenicurus ochruros</i>	0.75	0.43	1.20	0.45	0.70	0.71	0.41	0.41	0.13	0.42
<i>Phylloscopus ibericus/collybita</i>	0.71	0.37	1.11	0.70	0.77	0.59	0.35	0.34	0.10	0.35
<i>Pica pica</i>	0.82	0.54	0.96	0.30	0.76	0.76	0.52	0.48	0.21	0.49
<i>Picus sharpei</i>	0.64	0.24	1.26	0.65	0.63	0.62	0.25	0.24	0.05	0.26
<i>Poecile palustris</i>	0.77	0.42	0.90	0.23	0.77	0.66	0.43	0.33	0.14	0.37
<i>Prunella modularis</i>	0.74	0.41	1.18	0.40	0.70	0.67	0.38	0.37	0.11	0.38
<i>Pyrrhocorax graculus</i>	0.87	0.44	0.19	0.03	0.81	0.88	0.69	0.32	0.33	0.39
<i>Pyrrhocorax pyrrhocorax</i>	0.84	0.51	0.60	0.13	0.84	0.76	0.59	0.39	0.24	0.44
<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	0.82	0.55	1.03	0.39	0.86	0.68	0.54	0.51	0.24	0.54
<i>Regulus ignicapilla</i>	0.76	0.46	1.13	0.63	0.74	0.71	0.45	0.44	0.16	0.45
<i>Saxicola rubicola</i>	0.79	0.50	1.14	0.46	0.76	0.72	0.48	0.48	0.18	0.48
<i>Serinus serinus</i>	0.78	0.47	1.12	0.61	0.72	0.76	0.49	0.47	0.18	0.48
<i>Sitta europaea</i>	0.82	0.54	1.04	0.38	0.77	0.73	0.49	0.48	0.19	0.49
<i>Streptopelia decaocto</i>	0.82	0.44	0.66	0.14	0.78	0.77	0.55	0.38	0.22	0.43
<i>Sylvia atricapilla</i>	0.70	0.21	0.55	0.92	0.68	0.71	0.40	0.18	0.11	0.24
<i>Troglodytes troglodytes</i>	0.81	0.56	0.61	0.86	0.90	0.67	0.56	0.51	0.27	0.53
<i>Turdus merula</i>	0.68	0.13	0.25	0.97	0.66	0.76	0.42	0.12	0.12	0.19
<i>Turdus philomelos</i>	0.72	0.33	1.03	0.75	0.70	0.69	0.39	0.33	0.11	0.35
<i>Turdus viscivorus</i>	0.82	0.52	0.94	0.28	0.78	0.75	0.53	0.48	0.22	0.50
<i>Upupa epops</i>	0.88	0.42	0.43	0.08	0.92	0.76	0.68	0.33	0.29	0.42

**2. eranskina.** Trantsektu linealetan zentsu-distantzia efikaza (DEC, metrotan) estimatzeko erabilitako datuen laburpena; estimazio horiek bi metodologia erabiliz egin dira: DECJ, Järvinen eta Väisänen<sup>[54,55]</sup>-en metodoa; eta DECC, Carrascal *et al.*<sup>[57]</sup>-en metodoa. Estimazio bakoitzak %95eko konfiantza-tartea du (goi- eta behe-mugak). *N* y *P*<sub>25</sub> balioak dira, hurrenez hurren, detekzio-distantzia trantsektuaren (behatazilearen) lerrotik 25 m-ko zentsu-zerrendaren barruan edo kanpoan zegoen kalkulaturako banako-kopurua, eta zerrenda horretatik 25 m baino gutxiagora gertatutako espezieen behaketen proportzioa. DEC<sub>rango</sub>: DECren tartea, dagokion estimazioaren konfiantza-tartea aintzat hartuta eta DECJ eta DECC-n ateratako tartek kontuan hartuta. %CUB1km<sup>2</sup>-k (%95eko konfiantza tartearen goi- eta behe-mugekin) 500 m-ko trantsektuak hartzen duen 1×1 km-ko gelaxkaren azaleraren ehunekoa kuantifikatzen du. %EUSKek (%95eko konfiantza tartearen goi- eta behe-mugekin) kuantifikatzen du atlas honek hartzen dituen 7514 km<sup>2</sup>-en azaleraren ehunekoa, ornitologiaren ikuspegitik 500 m-ko luzerako 464 trantsektu linealetan era efikazean (hau da, detekzio-probabilitatea kontrolatuz) arakatua.

**Apéndice 2.** Síntesis de los datos que se han empleado para la estimación de la distancia eficaz de censo (DEC, en metros) en transectos lineales, utilizando dos metodologías diferentes (DECJ se refiere al método de Järvinen y Väisänen<sup>[54,55]</sup> y DECC al método de Carrascal *et al.*<sup>[57]</sup>). Para cada estima se aporta el intervalo de confianza al 95% (límite inferior y superior). Los valores *N* y *P*<sub>25</sub> se refieren, respectivamente, al número de individuos para los que se estimó si la distancia de detección estaba dentro o fuera de la banda de censo de 25 m desde la línea del transecto (observador) y a la proporción de los contactos con las especies que tuvieron lugar a menos de 25 m de dicha línea. DEC<sub>rango</sub>: rango de la DEC considerando el intervalo de confianza de su estima, teniendo en cuenta los intervalos que se obtuvieron para DECJ y DECC. %CUB1km<sup>2</sup> (con los límites, inferior y superior, del intervalo de confianza al 95%) cuantifica el porcentaje de la superficie de una celda de 1×1 km cubierto por un transecto de 500 m. %EUSK (con los límites, inferior y superior, del intervalo de confianza al 95%) cuantifica el porcentaje de la superficie de los 7514 km<sup>2</sup> cubierta por el Atlas y prospectada ornitológicamente de manera eficaz (*i. e.*, controlando la probabilidad de detección) en 464 transectos lineales de 500 m de longitud.

Espezieak / Especies	<i>N</i>	<i>P</i> <sub>25</sub>	DECc		DECj		DEC <sub>rango</sub>		%CUB1km <sup>2</sup>		%EUSK	
<i>Aegithalos caudatus</i>	274	0,80	23	28	20	25	20	28	2,0	2,8	0,13	0,17
<i>Alauda arvensis</i>	172	0,25	78	134	72	129	72	134	7,2	13,4	0,45	0,83
<i>Alectoris rufa</i>	75	0,51	37	62	32	57	32	62	3,2	6,2	0,20	0,38
<i>Anthus campestris</i>	24	0,38	40	146	36	140	36	146	3,6	14,6	0,22	0,90
<i>Anthus spinoletta</i>	131	0,36	55	89	49	84	49	89	4,9	8,9	0,31	0,55
<i>Anthus trivialis</i>	238	0,29	69	105	64	99	64	105	6,4	10,5	0,40	0,65
<i>Apus apus</i>	819	0,20	118	136	113	130	113	136	11,3	13,6	0,70	0,84
<i>Buteo buteo</i>	103	0,15	116	326	110	320	110	326	11,0	32,6	0,68	2,01
<i>Calandrella brachydactyla</i>	31	0,45	36	92	32	86	32	92	3,2	9,2	0,20	0,57
<i>Carduelis carduelis</i>	660	0,51	43	51	38	46	38	51	3,8	5,1	0,24	0,31
<i>Certhia brachydactyla</i>	321	0,44	48	63	43	58	43	63	4,3	6,3	0,27	0,39
<i>Cettia cetti</i>	127	0,31	63	110	57	104	57	110	5,7	11,0	0,35	0,68
<i>Chloris chloris</i>	447	0,35	62	81	57	76	57	81	5,7	8,1	0,35	0,50
<i>Cisticola juncidis</i>	46	0,26	62	191	57	185	57	191	5,7	19,1	0,35	1,18
<i>Columba livia</i>	336	0,62	33	41	29	37	29	41	2,9	4,1	0,18	0,25
<i>Columba palumbus</i>	487	0,15	142	186	136	181	136	186	13,6	18,6	0,84	1,15
<i>Corvus corax</i>	43	0,03	543	1877	537	1871	537	1877	53,7	187,7	3,31	11,59
<i>Corvus corone</i>	839	0,10	217	270	211	264	211	270	21,1	27,0	1,31	1,67
<i>Coturnix coturnix</i>	85	0,09	202	423	196	417	196	423	19,6	42,3	1,21	2,61
<i>Cuculus canorus</i>	507	0,05	376	667	370	661	370	667	37,0	66,7	2,28	4,12
<i>Curruca communis</i>	26	0,73	19	43	18	38	18	43	1,8	4,3	0,11	0,26
<i>Curruca iberiae</i>	24	0,71	20	46	18	41	18	46	1,8	4,6	0,11	0,28
<i>Curruca melanocephala</i>	66	0,76	22	35	20	30	20	35	2,0	3,5	0,12	0,21
<i>Curruca undata</i>	17	0,82	16	36	16	32	16	36	1,6	3,6	0,10	0,23
<i>Cyanistes caeruleus</i>	474	0,60	35	43	31	38	31	43	3,1	4,3	0,19	0,26
<i>Delichon urbicum</i>	231	0,26	79	125	73	119	73	125	7,3	12,5	0,45	0,77
<i>Dendrocopos major</i>	196	0,32	68	85	63	80	63	85	6,3	8,5	0,39	0,53
<i>Dendrocoptes medius</i>	16	0,13	82	1000	76	994	76	1000	7,6	100,0	0,47	6,17
<i>Dryocopus martius</i>	104	0,05	278	3862	272	3856	272	3862	27,2	386,2	1,68	23,85
<i>Emberiza calandra</i>	379	0,34	63	84	57	79	57	84	5,7	8,4	0,35	0,52
<i>Emberiza cia</i>	11	0,73	16	57	16	51	16	57	1,6	5,7	0,10	0,35
<i>Emberiza cirius</i>	331	0,52	41	52	36	46	36	52	3,6	5,2	0,22	0,32

Espezieak / Species	N	P <sub>25</sub>	DECc		DECj		DEC <sub>rango</sub>		%CUB1km <sup>2</sup>		%EUSK	
<i>Emberiza citrinella</i>	69	0,62	29	47	26	42	26	47	2,6	4,7	0,16	0,29
<i>Erithacus rubecula</i>	1535	0,50	45	50	40	45	40	50	4,0	5,0	0,25	0,31
<i>Falco tinnunculus</i>	46	0,13	108	822	102	815	102	822	10,2	82,2	0,63	5,07
<i>Fringilla coelebs</i>	1945	0,33	69	79	64	74	64	79	6,4	7,9	0,40	0,49
<i>Galerida cristata</i>	28	0,57	28	64	24	59	24	64	2,4	6,4	0,15	0,40
<i>Galerida theklae</i>	8	0,50	18	305	18	299	18	305	1,8	30,5	0,11	1,88
<i>Garrulus glandarius</i>	198	0,23	85	144	79	138	79	144	7,9	14,4	0,49	0,89
<i>Hippolais polyglotta</i>	240	0,55	37	49	33	44	33	49	3,3	4,9	0,20	0,30
<i>Hirundo rustica</i>	373	0,52	41	51	36	46	36	51	3,6	5,1	0,23	0,32
<i>Jynx torquilla</i>	146	0,06	247	1121	241	1115	241	1121	24,1	112,1	1,49	6,92
<i>Lanius collurio</i>	76	0,53	36	59	31	54	31	59	3,1	5,9	0,19	0,36
<i>Linaria cannabina</i>	475	0,43	51	63	45	58	45	63	4,5	6,3	0,28	0,39
<i>Lophophanes cristatus</i>	157	0,59	33	46	29	41	29	46	2,9	4,6	0,18	0,28
<i>Loxia curvirostra</i>	9	0,56	17	143	17	137	17	143	1,7	14,3	0,10	0,88
<i>Lullula arborea</i>	106	0,26	70	139	65	133	65	139	6,5	13,9	0,40	0,86
<i>Luscinia megarhynchos</i>	128	0,24	78	149	72	143	72	149	7,2	14,9	0,44	0,92
<i>Merops apiaster</i>	93	0,25	73	157	67	151	67	157	6,7	15,7	0,42	0,97
<i>Milvus migrans</i>	109	0,20	89	198	83	193	83	198	8,3	19,8	0,51	1,23
<i>Monticola saxatilis</i>	118	0,08	200	897	194	890	194	897	19,4	89,7	1,20	5,54
<i>Motacilla alba</i>	116	0,55	35	52	31	47	31	52	3,1	5,2	0,19	0,32
<i>Motacilla cinerea</i>	17	0,53	26	91	23	85	23	91	2,3	9,1	0,14	0,56
<i>Motacilla flava</i>	90	0,73	24	36	21	31	21	36	2,1	3,6	0,13	0,22
<i>Muscicapa striata</i>	30	0,47	35	88	30	82	30	88	3,0	8,8	0,19	0,54
<i>Oenanthe hispanica</i>	13	0,62	19	76	18	71	18	76	1,8	7,6	0,11	0,47
<i>Oenanthe oenanthe</i>	49	0,55	32	59	28	54	28	59	2,8	5,9	0,17	0,37
<i>Oriolus oriolus</i>	145	0,14	128	307	122	301	122	307	12,2	30,7	0,75	1,90
<i>Parus major</i>	868	0,53	41	48	37	43	37	48	3,7	4,8	0,23	0,29
<i>Passer domesticus</i>	1909	0,61	36	39	31	35	31	39	3,1	3,9	0,19	0,24
<i>Periparus ater</i>	228	0,49	43	57	38	52	38	57	3,8	5,7	0,23	0,35
<i>Petronia petronia</i>	42	0,45	38	83	33	77	33	83	3,3	8,3	0,21	0,51
<i>Phoenicurus ochruros</i>	146	0,54	37	52	32	47	32	52	3,2	5,2	0,20	0,32
<i>Phylloscopus bonelli</i>	230	0,43	49	68	44	62	44	68	4,4	6,8	0,27	0,42
<i>Phylloscopus ibericus</i>	647	0,39	57	70	52	64	52	70	5,2	7,0	0,32	0,43
<i>Pica pica</i>	154	0,30	66	110	60	104	60	110	6,0	11,0	0,37	0,68
<i>Picus sharpei</i>	240	0,09	219	341	213	335	213	341	21,3	34,1	1,31	2,11
<i>Poecile palustris</i>	118	0,76	23	32	21	28	21	32	2,1	3,2	0,13	0,20
<i>Prunella collaris</i>	12	0,42	30	241	26	235	26	241	2,6	24,1	0,16	1,49
<i>Prunella modularis</i>	237	0,54	39	51	34	46	34	51	3,4	5,1	0,21	0,31
<i>Ptyonoprogne rupestris</i>	336	0,20	102	159	97	153	97	159	9,7	15,9	0,60	0,98
<i>Pyrhacorax graculus</i>	58	0,06	343	654	337	648	337	654	33,7	65,4	2,08	4,04
<i>Pyrhacorax pyrrhacorax</i>	241	0,04	464	790	458	783	458	790	45,8	79,0	2,83	4,88
<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	142	0,66	29	40	25	35	25	40	2,5	4,0	0,16	0,25
<i>Regulus ignicapilla</i>	440	0,68	30	36	26	31	26	36	2,6	3,6	0,16	0,22
<i>Saxicola rubicola</i>	404	0,62	34	41	30	36	30	41	3,0	4,1	0,18	0,25
<i>Serinus serinus</i>	475	0,51	42	51	37	46	37	51	3,7	5,1	0,23	0,32
<i>Sitta europaea</i>	211	0,34	61	91	55	85	55	91	5,5	9,1	0,34	0,56
<i>Streptopelia decaocto</i>	88	0,34	55	103	49	97	49	103	4,9	10,3	0,31	0,64
<i>Streptopelia turtur</i>	29	0,38	42	128	37	122	37	128	3,7	12,8	0,23	0,79
<i>Sturnus unicolor</i>	534	0,27	81	108	75	102	75	108	7,5	10,8	0,46	0,66
<i>Sylvia atricapilla</i>	1720	0,40	57	64	52	59	52	64	5,2	6,4	0,32	0,40
<i>Sylvia borin</i>	22	0,55	27	76	24	70	24	76	2,4	7,6	0,15	0,47
<i>Troglodytes troglodytes</i>	1418	0,44	52	59	47	54	47	59	4,7	5,9	0,29	0,36
<i>Turdus merula</i>	1830	0,36	63	72	58	67	58	72	5,8	7,2	0,36	0,44
<i>Turdus philomelos</i>	789	0,23	96	124	90	118	90	124	9,0	12,4	0,56	0,77
<i>Turdus viscivorus</i>	113	0,20	89	194	83	188	83	194	8,3	19,4	0,51	1,20
<i>Upupa epops</i>	28	0,39	40	122	35	116	35	122	3,5	12,2	0,22	0,75

**3. eranskina.** 500 m-ko luzerako 464 trantsektutan bi errepikapenekin detektatutako ar-kopurua ( $N_m$ ), eme-kopurua ( $N_h$ ) eta sexua bereizi gabeko ale-kopurua ( $N_i$ ).  $P_m$  eta  $P_i$  balioek adierazten dute, hurrenez hurren, arren proportzioa eta sexua bereizi gabeko aleen proportzioa.  $IMF$  multiplo bat da, detektatutako hegazti-kopuruari sexuen detekzio-probabilitateen arteko aldeak zuzentze aldera aplikatu beharrekoa, populazioan sexuen ratioa 1:1 dela onartuta.

**Apéndice 3.** Número de machos ( $N_m$ ), hembras ( $N_h$ ) e individuos no sexados ( $N_i$ ) detectados en 464 transectos de 500 m de longitud, con dos repeticiones. Los valores  $P_m$  y  $P_i$  se refieren, respectivamente, a la proporción de machos e individuos cuyo sexo no se pudo determinar. El valor  $IMF$  es el múltiplo que hay que aplicar al número de aves detectadas para corregir las diferencias en la probabilidad de detección entre sexos, bajo la asunción de que el ratio de sexos en la población es 1:1.

Espezieak / Especies	$N_m$	$N_h$	$N_i$	$P_m$	$P_i$	$IMF$
<i>Aegithalos caudatus</i>	34	5	235	0,87	0,86	1,08
<i>Alauda arvensis</i>	88	7	77	0,93	0,45	1,40
<i>Alectoris rufa</i>	30	10	35	0,75	0,47	1,13
<i>Anthus campestris</i>	15	0	9	1,00	0,38	1,63
<i>Anthus spinoletta</i>	20	0	111	1,00	0,85	1,15
<i>Anthus trivialis</i>	128	3	107	0,98	0,45	1,50
<i>Apus apus</i>	38	0	781	1,00	0,23	1,77
<i>Buteo buteo</i>	14	1	88	0,93	0,85	1,11
<i>Calandrella brachydactyla</i>	11	0	20	1,00	0,65	1,35
<i>Carduelis carduelis</i>	110	23	527	0,83	0,80	1,09
<i>Certhia brachydactyla</i>	137	1	183	0,99	0,57	1,42
<i>Cettia cetti</i>	80	0	47	1,00	0,37	1,63
<i>Chloris chloris</i>	182	12	253	0,94	0,57	1,33
<i>Cisticola juncidis</i>	24	1	21	0,96	0,46	1,46
<i>Columba livia</i>	1	1	334	0,50	0,99	1,00
<i>Columba palumbus</i>	209	8	270	0,96	0,23	1,66
<i>Corvus corax</i>	10	1	32	0,91	0,07	1,62
<i>Corvus corone</i>	135	5	699	0,96	0,24	1,65
<i>Coturnix coturnix</i>	71	0	14	1,00	0,04	1,96
<i>Cuculus canorus</i>	365	3	139	0,99	0,15	1,82
<i>Curruca communis</i>	23	1	2	0,96	0,08	1,78
<i>Curruca iberiae</i>	21	0	3	1,00	0,13	1,88
<i>Curruca melanocephala</i>	31	7	28	0,82	0,42	1,23
<i>Curruca undata</i>	8	1	8	0,89	0,47	1,32
<i>Cyanistes caeruleus</i>	136	7	331	0,95	0,70	1,25
<i>Delichon urbicum</i>	4	2	225	0,67	0,97	1,00
<i>Dendrocopos major</i>	94	6	96	0,94	0,13	1,67
<i>Dendrocoptes medius</i>	7	0	9	1,00	0,56	1,44
<i>Dryocopus martius</i>	12	0	6	1,00	0,06	1,94
<i>Emberiza calandra</i>	148	6	225	0,96	0,59	1,35
<i>Emberiza cia</i>	7	3	1	0,70	0,09	1,15
<i>Emberiza cirrus</i>	142	23	166	0,86	0,50	1,26
<i>Emberiza citrinella</i>	28	6	35	0,82	0,51	1,21
<i>Erithacus rubecula</i>	282	1	1252	1,00	0,82	1,18
<i>Falco tinnunculus</i>	9	4	33	0,69	0,72	1,04
<i>Fringilla coelebs</i>	492	28	1425	0,95	0,73	1,21
<i>Galerida cristata</i>	4	0	24	1,00	0,86	1,14
<i>Galerida theklae</i>	3	0	5	1,00	0,63	1,38
<i>Garrulus glandarius</i>	40	1	157	0,98	0,79	1,19
<i>Hippolais polyglotta</i>	149	2	89	0,99	0,37	1,60
<i>Hirundo rustica</i>	19	2	352	0,90	0,94	1,04
<i>Jynx torquilla</i>	16	0	5	1,00	0,03	1,97
<i>Lanius collurio</i>	45	6	25	0,88	0,33	1,39
<i>Linaria cannabina</i>	74	16	385	0,82	0,81	1,08
<i>Lophophanes cristatus</i>	42	1	114	0,98	0,73	1,25
<i>Loxia curvirostra</i>	3	0	6	1,00	0,67	1,33

Espezieak / Especies	$N_m$	$N_h$	$N_i$	$P_m$	$P_i$	IMF
<i>Lullula arborea</i>	73	0	33	1,00	0,31	1,69
<i>Luscinia megarhynchos</i>	88	0	40	1,00	0,31	1,69
<i>Merops apiaster</i>	2	0	91	1,00	0,98	1,02
<i>Milvus migrans</i>	9	0	100	1,00	0,92	1,08
<i>Monticola saxatilis</i>	5	1	0	0,83	0,00	1,44
<i>Motacilla alba</i>	11	0	105	1,00	0,91	1,09
<i>Motacilla cinerea</i>	4	1	12	0,80	0,71	1,11
<i>Motacilla flava</i>	23	7	60	0,77	0,67	1,09
<i>Muscicapa striata</i>	8	0	22	1,00	0,73	1,27
<i>Oenanthe hispanica</i>	7	1	5	0,88	0,38	1,35
<i>Oenanthe oenanthe</i>	27	2	20	0,93	0,41	1,44
<i>Oriolus oriolus</i>	32	0	5	1,00	0,03	1,97
<i>Parus major</i>	282	18	568	0,94	0,65	1,27
<i>Passer domesticus</i>	223	142	1544	0,61	0,81	1,01
<i>Periparus ater</i>	73	2	153	0,97	0,67	1,29
<i>Petronia petronia</i>	11	3	28	0,79	0,67	1,11
<i>Phoenicurus ochruros</i>	55	6	85	0,90	0,58	1,27
<i>Phylloscopus bonelli</i>	114	1	115	0,99	0,50	1,48
<i>Phylloscopus ibericus</i>	328	0	319	1,00	0,49	1,51
<i>Pica pica</i>	18	2	134	0,90	0,87	1,08
<i>Picus viridis</i>	158	0	82	1,00	0,10	1,90
<i>Poecile palustris</i>	34	4	80	0,89	0,68	1,20
<i>Prunella collaris</i>	2	0	10	1,00	0,83	1,17
<i>Prunella modularis</i>	86	1	150	0,99	0,63	1,35
<i>Ptyonoprogne rupestris</i>	3	0	31	1,00	0,09	1,91
<i>Pyrrhocorax graculus</i>	3	0	55	1,00	0,08	1,92
<i>Pyrrhocorax pyrrhocorax</i>	43	6	192	0,88	0,15	1,49
<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	48	8	86	0,86	0,61	1,20
<i>Regulus ignicapilla</i>	126	5	309	0,96	0,70	1,25
<i>Saxicola rubicola</i>	130	45	229	0,74	0,57	1,10
<i>Serinus serinus</i>	187	23	265	0,89	0,56	1,27
<i>Sitta europaea</i>	83	2	126	0,98	0,60	1,37
<i>Streptopelia decaocto</i>	20	1	67	0,95	0,76	1,20
<i>Streptopelia turtur</i>	16	1	12	0,94	0,41	1,46
<i>Sturnus unicolor</i>	48	0	486	1,00	0,91	1,09
<i>Sylvia atricapilla</i>	490	25	1205	0,95	0,70	1,24
<i>Sylvia borin</i>	16	0	6	1,00	0,27	1,73
<i>Troglodytes troglodytes</i>	395	1	1022	1,00	0,72	1,28
<i>Turdus merula</i>	494	28	1308	0,95	0,71	1,23
<i>Turdus philomelos</i>	327	0	462	1,00	0,59	1,41
<i>Turdus viscivorus</i>	59	0	54	1,00	0,48	1,52
<i>Upupa epops</i>	16	0	12	1,00	0,43	1,57

**4. eranskina.** Euskadiko hegazti-espezie habiagileen zerrenda, honako hauek adierazten dituena, labur-labur: banaketa-eremua (kategoriak: >90, lurraldea estaltzen duten gelaxken >%90, 5x5 km-ko UTMko bereizmenarekin; 50-90; 10-50; <10), ugaritasuna (biribildua) eta espezie mehatxatuen katalogo eta zerrendetako presentzia (Espezie Mehatxatuen Euskadiko Katalogoa: EP, arriskuan; VU, kaltebera; RA, arraroa; IE, interes berezikoa. 2009/147/EE Zuzentarauaren 1. eranskina).

**Apéndice 4.** Lista de especies de aves nidificantes en Euskadi, con un resumen de su área de distribución (categorías: >90, >90% de las celdas que cubren el territorio, a resolución UTM de 5x5 km; 50-90; 10-50; <10), abundancia (redondeada) y presencia en catálogos y listados de especies amenazadas (CVEA, Catálogo Vasco de Especies Amenazadas -EP, En Peligro; VU, Vulnerable; RA, Rara-; Anexo 1 de la Directiva 2009/147/CE -Aves-).

Espezieak Especies	Distribuzioa Distribución	Kopurua Tamaño	EMEK CVEA	Anexo 1 1. Eranskina
<b>Espezie autoktonoak / Especies autóctonas</b>				
<i>Anser anser</i>	<10	10-20 ps.	-	-
<i>Spatula clypeata</i>	<10	3 ps.	-	-
<i>Mareca strepera</i>	<10	50 ps.	-	-
<i>Anas platyrhynchos</i>	50-90	500 ps. (mín.)	-	-
<i>Netta rufina</i>	<10	2 ps.	-	-
<i>Aythya ferina</i>	<10	15 ps.	-	-
<i>Aythya fuligula</i>	<10	5-10 ps.	-	-
<i>Coturnix coturnix</i>	10-50	4500 inds.	-	-
<i>Alectoris rufa</i>	10-50	8300 inds.	-	-
<i>Caprimulgus europaeus</i>	50-90	Desc.	IE	SI
<i>Tachymarpis melba</i>	<10	Desc.	-	-
<i>Apus apus</i>	>90	50000 inds. (mín.)	-	-
<i>Clamator glandarius</i>	<10	Desc. (marginal)	-	-
<i>Cuculus canorus</i>	50-90	12000 inds.	-	-
<i>Columba livia/ C. l. f. domestica</i>	50-90	90000 inds.	-	-
<i>Columba oenas</i>	<10	<500 ps.	-	-
<i>Columba palumbus</i>	>90	29000 inds.	-	-
<i>Streptopelia turtur</i>	<10	450-550 ps.	-	-
<i>Streptopelia decaocto</i>	50-90	9700 inds.	-	-
<i>Rallus aquaticus</i>	<10	130 ps. (mín.)	RA	-
<i>Gallinula chloropus</i>	50-90	200 ps. (mín.)	-	-
<i>Fulica atra</i>	10-50	500 ps.	-	-
<i>Tachybaptus ruficollis</i>	10-50	70 ps. (mín.)	RA	-
<i>Podiceps cristatus</i>	<10	200-330 ps.	IE	-
<i>Burhinus oedicnemus</i>	<10	<100 ps.	IE	SI
<i>Himantopus himantopus</i>	<10	5-10 ps.	IE	SI
<i>Charadrius dubius</i>	<10	Desc.	VU	-
<i>Scolopax rusticola</i>	<10	Desc. (marginal)	-	-
<i>Actitis hypoleucos</i>	<10	Desc.	RA	-
<i>Larus marinus</i>	<10	3 ps.	-	-
<i>Larus michahellis</i>	<10	1900 ps.	-	-
<i>Larus fuscus</i>	<10	1 ps.	IE	-
<i>Hydrobates pelagicus</i>	<10	350-400 ps.	RA	-
<i>Ciconia ciconia</i>	<10	200 ps.	RA	SI
<i>Phalacrocorax carbo</i>	<10	5-50 ps.	-	-
<i>Gulosus aristotelis</i>	<10	150 ps.	VU	-
<i>Ixobrychus minutus</i>	<10	<5 ps.	RA	SI
<i>Nycticorax nycticorax</i>	<10	12 ps.	RA	SI
<i>Bubulcus ibis</i>	<10	140 ps.	-	-
<i>Ardea cinerea</i>	<10	275 ps.	-	-
<i>Ardea purpurea</i>	<10	10 ps.	RA	SI
<i>Egretta garzetta</i>	<10	40 ps.	-	SI
<i>Pandion haliaetus</i>	<10	1 ts.	VU	SI
<i>Gypaetus barbatus</i>	<10	1 ts.	PE	SI



Espezieak Especies	Distribuzioa Distribución	Kopurua Tamaño	EMEK CVEA	Anexo 1 1. Eranskina
<i>Neophron percnopterus</i>	10-50	55 ts.	VU	SI
<i>Pernis apivorus</i>	10-50	Desc.	RA	SI
<i>Gyps fulvus</i>	10-50	916 ps.	IE	SI
<i>Circaetus gallicus</i>	10-50	Desc.	RA	SI
<i>Hieraaetus pennatus</i>	10-50	Desc.	RA	SI
<i>Aquila chrysaetos</i>	<10	17 ts. (mín.)	VU	SI
<i>Aquila fasciata</i>	<10	3 ts.	PE	SI
<i>Accipiter nisus</i>	50-90	Desc.	IE	-
<i>Accipiter gentilis</i>	10-50	Desc.	RA	-
<i>Circus aeruginosus</i>	<10	40 ps.	RA	SI
<i>Circus cyaneus</i>	<10	45 ps.	IE	SI
<i>Circus pygargus</i>	<10	40 ps.	VU	SI
<i>Milvus milvus</i>	10-50	54 ts. (mín.)	PE	SI
<i>Milvus migrans</i>	50-90	2500 inds.	-	SI
<i>Buteo buteo</i>	>90	5100 inds.	-	-
<i>Tyto alba</i>	10-50	Desc.	-	-
<i>Otus scops</i>	10-50	Desc.	-	-
<i>Bubo bubo</i>	10-50	30 ts. (mín.)	RA	SI
<i>Strix aluco</i>	50-90	Desc.	-	-
<i>Athene noctua</i>	10-50	Desc.	-	-
<i>Aegolius funereus</i>	<10	1 ts.	-	SI
<i>Asio otus</i>	10-50	Desc.	-	-
<i>Asio flammeus</i>	<10	Desc.	RA	SI
<i>Coracias garrulus</i>	<10	Desc. (marginal)	-	-
<i>Alcedo atthis</i>	10-50	Desc.	IE	SI
<i>Merops apiaster</i>	10-50	1000 inds. (mín.)	IE	-
<i>Upupa epops</i>	10-50	1300 inds.	VU	-
<i>Jynx torquilla</i>	10-50	Desc.	IE	-
<i>Dendrocoptes medius</i>	<10	350 ts. (mín.)	VU	SI
<i>Dryobates minor</i>	10-50	Desc.	IE	-
<i>Dendrocopos major</i>	>90	28000 inds.	-	-
<i>Dryocopus martius</i>	10-50	300 inds. (mín.)	RA	SI
<i>Picus sharpei</i>	>90	8800 inds.	-	-
<i>Falco tinnunculus</i>	50-90	550-1200 inds. (mín.)	-	-
<i>Falco subbuteo</i>	10-50	Desc.	RA	-
<i>Falco peregrinus</i>	10-50	110 ts.	RA	SI
<i>Lanius collurio</i>	50-90	19000 inds.	-	SI
<i>Lanius senator</i>	<10	Desc.	VU	-
<i>Oriolus oriolus</i>	10-50	3000 inds.	-	-
<i>Garrulus glandarius</i>	>90	21000 inds.	-	-
<i>Pica pica</i>	50-90	16000 inds.	-	-
<i>Pyrrhocorax pyrrhocorax</i>	10-50	1900 inds.	IE	SI
<i>Pyrrhocorax graculus</i>	10-50	400 inds. (mín.)	IE	-
<i>Coloeus monedula</i>	<10	30 ps.	-	-
<i>Corvus corone</i>	>90	24000 inds.	-	-
<i>Corvus corax</i>	50-90	300 inds. (mín.)	IE	-
<i>Periparus ater</i>	50-90	61000 inds.	-	-
<i>Lophophanes cristatus</i>	50-90	50000 inds.	-	-
<i>Poecile palustris</i>	50-90	36000 inds.	-	-
<i>Cyanistes caeruleus</i>	>90	130000 inds.	-	-
<i>Parus major</i>	>90	210000 inds.	-	-
<i>Remiz pendulinus</i>	<10	Desc.	IE	-
<i>Panurus biarmicus</i>	<10	Desc.	-	-
<i>Lullula arborea</i>	10-50	12000 inds.	-	SI

Espezieak Especies	Distribuzioa Distribución	Kopurua Tamaño	EMEK CVEA	Anexo 1 1. Eranskina
<i>Alauda arvensis</i>	10-50	14000 inds.	-	-
<i>Galerida theklae</i>	<10	150 inds. (mín.)	IE	SI
<i>Galerida cristata</i>	10-50	4600 inds.	-	-
<i>Calandrella brachydactyla</i>	<10	500 inds.	IE	SI
<i>Melanocorypha calandra</i>	<10	Desc.	IE	SI
<i>Riparia riparia</i>	<10	750 ps. (mín.)	VU	-
<i>Ptyonoprogne rupestris</i>	50-90	2900 inds. (mín.)	-	-
<i>Hirundo rustica</i>	>90	56000 inds.	-	-
<i>Delichon urbicum</i>	50-90	15000 inds.	-	-
<i>Cecropis daurica</i>	<10	10 ps.	-	-
<i>Cettia cetti</i>	50-90	17000 inds.	-	-
<i>Aegithalos caudatus</i>	>90	110000 inds.	-	-
<i>Phylloscopus bonelli</i>	50-90	39000 inds.	-	-
<i>Phylloscopus ibericus/collybita</i>	>90	140000 inds.	-	-
<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	<10	Desc.	-	-
<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	10-50	Desc.	RA	-
<i>Iduna opaca</i>	<10	10 ts.	-	-
<i>Hippolais polyglotta</i>	>90	89000 inds.	-	-
<i>Locustella naevia</i>	10-50	Desc.	-	-
<i>Cisticola juncidis</i>	10-50	5900 inds.	-	-
<i>Sylvia atricapilla</i>	>90	280000 inds.	-	-
<i>Sylvia borin</i>	10-50	1200 inds.	-	-
<i>Curruca hortensis</i>	<10	Desc.	-	-
<i>Curruca melanocephala</i>	10-50	17000 inds.	-	-
<i>Curruca iberiae</i>	10-50	7700 inds.	-	-
<i>Curruca communis</i>	10-50	3200 inds.	-	-
<i>Curruca conspicillata</i>	<10	10 ps.	-	-
<i>Curruca undata</i>	10-50	9200 inds.	-	SI
<i>Regulus ignicapilla</i>	>90	160000 inds.	-	-
<i>Regulus regulus</i>	<10	<1000 inds.	IE	-
<i>Troglodytes troglodytes</i>	>90	330000 inds.	-	-
<i>Sitta europaea</i>	50-90	35000 inds.	-	-
<i>Certhia familiaris</i>	<10	<100 inds.	RA	-
<i>Certhia brachydactyla</i>	>90	77000 inds.	-	-
<i>Sturnus vulgaris</i>	10-50	Desc.	-	-
<i>Sturnus unicolor</i>	50-90	37000 inds.	-	-
<i>Turdus philomelos</i>	>90	88000 inds.	-	-
<i>Turdus viscivorus</i>	50-90	12000 inds.	-	-
<i>Turdus merula</i>	>90	280000 inds.	-	-
<i>Muscicapa striata</i>	50-90	6500 inds.	-	-
<i>Erithacus rubecula</i>	>90	330000 inds.	-	-
<i>Luscinia megarhynchos</i>	10-50	9400 inds.	-	-
<i>Ficedula hypoleuca</i>	<10	<100 ps.	RA	-
<i>Phoenicurus ochrurus</i>	>90	37000 inds.	-	-
<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	<10	Desc.	VU	-
<i>Monticola saxatilis</i>	<10	40 inds. (mín.)	IE	-
<i>Monticola solitarius</i>	<10	Desc.	IE	-
<i>Saxicola rubetra</i>	<10	<10 ps.	IE	-
<i>Saxicola rubicola</i>	>90	92000 inds.	-	-
<i>Oenanthe oenanthe</i>	10-50	1200 inds.	-	-
<i>Oenanthe hispanica</i>	<10	Desc.	IE	-
<i>Cinclus cinclus</i>	10-50	Desc.	IE	-
<i>Petronia petronia</i>	10-50	4300 inds.	-	-
<i>Passer montanus</i>	<10	Desc.	-	-

Espezieak Especies	Distribuzioa Distribución	Kopurua Tamaño	EMEK CVEA	Anexo 1 1. Eranskina
<i>Passer domesticus</i>	>90	390000 inds.	-	-
<i>Prunella collaris</i>	<10	70 inds. (mín.)	IE	-
<i>Prunella modularis</i>	>90	56000 inds.	-	-
<i>Motacilla flava</i>	10-50	15000 inds.	-	-
<i>Motacilla cinerea</i>	50-90	3400 inds.	-	-
<i>Motacilla alba</i>	>90	28000 inds.	-	-
<i>Anthus campestris</i>	10-50	1700 inds.	IE	-
<i>Anthus trivialis</i>	50-90	32000 inds.	-	-
<i>Anthus spinoletta</i>	10-50	4100 inds.	-	-
<i>Fringilla coelebs</i>	>90	270000 inds.	-	-
<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	<10	<10 ps.	IE	-
<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	50-90	47000 inds.	-	-
<i>Chloris chloris</i>	>90	55000 inds.	-	-
<i>Linaria cannabina</i>	50-90	58000 inds.	-	-
<i>Loxia curvirostra</i>	10-50	500 inds. (mín.)	-	-
<i>Carduelis carduelis</i>	>90	120000 inds.	-	-
<i>Carduelis citrinella</i>	<10	Desc.	-	-
<i>Serinus serinus</i>	>90	100000 inds.	-	-
<i>Emberiza calandra</i>	50-90	41000 inds.	-	-
<i>Emberiza citrinella</i>	50-90	11000 inds.	-	-
<i>Emberiza cia</i>	10-50	500 inds. (mín.)	-	-
<i>Emberiza hortulana</i>	<10	12 ps.	IE	SI
<i>Emberiza cirius</i>	>90	58000 inds.	-	-
<b>Espezie exotikoak / Especies exóticas</b>				
<i>Cygnus atratus</i>	<10	1 ps.		
<i>Cygnus olor</i>	<10	3 ps.		
<i>Tadorna ferruginea</i>	<10	1 ps.	-	-
<i>Phasianus colchicus</i>	<10	<100 inds.	-	-
<i>Leiothrix lutea</i>	<10	Desc.		

# ESPEZIEEN AURKIBIDEA / ÍNDICE DE ESPECIES

Ahate gorritzta	68	Abejaruco europeo	200	<i>Accipiter gentilis</i>	164
Ahate mokozabala	62	Abejero europeo	150	<i>Accipiter nisus</i>	162
Amilotx mottoduna	242	Abubilla común	194	<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	284
Amilotx urdina	246	Acentor alpino	366	<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	421
Amiltxori arrunta	134	Acentor común	368	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	286
Amiltxori txikia	132	Agachadiza común	426	<i>Actitis hypoleucos</i>	116
Antzandobi arrunta	220	Agateador euroasiático	320	<i>Aegithalos caudatus</i>	278
Antzandobi handi iberiarra	427	Agateador europeo	322	<i>Aegolius funereus</i>	180
Antzandobi kaskagorria	222	Águila calzada	156	<i>Alauda arvensis</i>	256
Antzara hankagorritzta	60	Águila perdicera	160	<i>Alcedo atthis</i>	198
Apo-hontza	184	Águila pescadora	144	<i>Alectoris rufa</i>	76
Arabazozo beltza	326	Águila real	158	<i>Anas platyrhynchos</i>	66
Arabazozo pikarta	324	Aguilucho cenizo	170	<i>Anser anser</i>	60
Argi-oilarra	194	Aguilucho lagunero occidental	166	<i>Anthus campestris</i>	376
Arrano arrantzalea	144	Aguilucho pálido	168	<i>Anthus spinoletta</i>	380
Arrano beltza	158	Alcaraván común	108	<i>Anthus trivialis</i>	378
Arrano sugezalea	154	Alcaudón común	222	<i>Apus apus</i>	82
Arrano txikia	156	Alcaudón dorsirrojo	220	<i>Aquila chrysaetos</i>	158
Atalarra	108	Alcaudón real	427	<i>Aquila fasciata</i>	160
Aztore arrunta	164	Alcotán europeo	216	<i>Ardea cinerea</i>	138
Basahatea	66	Alimoche común	148	<i>Ardea purpurea</i>	140
Basoetako gerri-txoria	320	Alondra común	256	<i>Asio flammeus</i>	188
Baso-txinboa	298	Alondra totovia	254	<i>Asio otus</i>	186
Belabeltza	236	Ánade azulón	66	<i>Athene noctua</i>	182
Belatxinga mokogorria	230	Ánade friso	64	<i>Aythya ferina</i>	70
Belatxinga mokohoria	232	Andarríos chico	116	<i>Aythya fuligula</i>	72
Belatz gorria	214	Andarríos grande	426	<i>Bubo bubo</i>	190
Belatz handia	218	Ánsar común	60	<i>Bubulcus ibis</i>	136
Bele txikia	234	Arrendajo euroasiático	226	<i>Burhinus oedicnemus</i>	108
Beltxarga arrunta	412	Autillo europeo	184	<i>Buteo buteo</i>	176
Beltxarga beltza	410	Avetorillo común	132	<i>Calandrella brachydactyla</i>	262
Benarriz arrunta	421	Avión común occidental	272	<i>Caprimulgus europaeus</i>	78
Benarriz gorritzta	422	Avión roquero	268	<i>Carduelis carduelis</i>	394
Benarriz nabarra	292	Avión zapador	266	<i>Carduelis citrinella</i>	396
Berdantza horia	402	Azor común	164	<i>Cecropis daurica</i>	274
Berdantza miarritza	406	Bigotudo	252	<i>Certhia brachydactyla</i>	322
Birigarro arrunta	328	Bisbita alpino	380	<i>Certhia familiaris</i>	320
Bonelli arranoa	160	Bisbita arbóreo	378	<i>Cettia cetti</i>	276
Buztangorri argia	344	Bisbita campestre	376	<i>Charadrius dubius</i>	112
Buztangorri iluna	342	Búho campestre	188	<i>Chloris chloris</i>	388
Buztanikara horia	372	Búho chico	186	<i>Ciconia ciconia</i>	126
Buztanikara zuria	374	Búho real	190	<i>Cinclus cinclus</i>	358
Buztanluzea	278	Buitre leonado	152	<i>Circaetus gallicus</i>	154
Buztanzuri arrunta	354	Busardo ratonero	176	<i>Circus aeruginosus</i>	166
Buztanzuri horia	356	Buscarla pintoja	292	<i>Circus cyaneus</i>	168
Dilindaria	250	Buscarla unicolor	422	<i>Circus pygargus</i>	170
Ekaitz-txori txikia	124	Calandria común	264	<i>Cisticola juncidis</i>	294
Enara arrunta	270	Camachuelo común	386	<i>Clamator glandarius</i>	84
Enara ipurgorria	274	Cárabo común	192	<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	384
Enara ipurzuria	272	Carbonero común	248	<i>Coloeus monedula</i>	234
Eper gorria	76	Carbonero garrapinos	240	<i>Columba livia/ C. l. f. domestica</i>	88
Eper grisa	420	Carbonero palustre	244	<i>Columba oenas</i>	90
Erle-txoria	200	Carraca europea	196	<i>Columba palumbus</i>	92
Erregetxo bekainzuria	312	Carricerín común	421	<i>Coracias garrulus</i>	196
Errekatzindorra	276	Carricero común	286	<i>Corvus corax</i>	238
Erroia	238	Carricero tordal	284	<i>Corvus corone</i>	236
Eskinosoa	226	Cernícalo vulgar	214	<i>Coturnix coturnix</i>	74

Etxe-txolarrea	364	Cetia ruiseñor	276	<i>Cuculus canorus</i>	86
Etze-txinboa	310	Chocha perdiz	114	<i>Curruca communis</i>	306
Euli-txori beltza	340	Chochín paleártico	316	<i>Curruca conspicillata</i>	308
Euli-txori grisa	334	Chorlitejo chico	112	<i>Curruca hortensis</i>	300
Ezkai-txinboa	308	Chotacabras europeo	78	<i>Curruca iberiae</i>	304
Faisai arrunta	416	Chova piquigualda	232	<i>Curruca melanocephala</i>	302
Gabirai arrunta	162	Chova piquirroja	230	<i>Curruca undata</i>	310
Gailupa	386	Cigüeña blanca	126	<i>Cyanistes caeruleus</i>	246
Galeperra	74	Cigüeñuela común	110	<i>Cygnus atratus</i>	410
Gari-berdantza	400	Cisne negro	410	<i>Cygnus olor</i>	412
Garrapoa	318	Cisne vulgar	412	<i>Delichon urbicum</i>	272
Garraztarroa	330	Cistícola buitrón	294	<i>Dendrocopos major</i>	208
Gerri-txori arrunta	322	Codorniz común	74	<i>Dendrocytes medius</i>	204
Haitz-enara	268	Cogujada común	260	<i>Dryobates minor</i>	206
Haitz-usoa (etxe-usoa)	88	Cogujada montesina	258	<i>Dryocopus martius</i>	210
Harkaitz-txolarrea	360	Colirrojo real	344	<i>Egretta garzetta</i>	142
Harkaitz-zozo gorria	346	Colirrojo tizón	342	<i>Emberiza calandra</i>	400
Harkaitz-zozo urdina	348	Collalba gris	354	<i>Emberiza cia</i>	404
Hegaxabal arrunta	256	Collalba rubia	356	<i>Emberiza cirulus</i>	408
Hesi-berdantza	408	Cormorán grande	128	<i>Emberiza citrinella</i>	402
Hontz boreala	180	Cormorán moñudo	130	<i>Emberiza hortulana</i>	406
Hontz ertaina	186	Corneja negra	236	<i>Emberiza schoeniclus</i>	423
Hontz handia	190	Críalo europeo	84	<i>Erithacus rubecula</i>	336
Hontz zuria	178	Cuchara común	62	<i>Falco peregrinus</i>	218
Ihi-txoria	294	Cuco común	86	<i>Falco subbuteo</i>	216
Ipar-ahatea	64	Cuervo grande	238	<i>Falco tinnunculus</i>	214
Istingor arrunta	426	Culebrera europea	154	<i>Ficedula hypoleuca</i>	340
Kaio beltza	118	Curruca cabecinegra	302	<i>Fringilla coelebs</i>	382
Kaio hankahoria	120	Curruca capirotada	296	<i>Fulica atra</i>	102
Kaio iluna	122	Curruca carrasqueña	304	<i>Galerida cristata</i>	260
Kalandria	264	Curruca mirlona occidental	300	<i>Galerida theklae</i>	258
Karnaba	394	Curruca mosquitera	298	<i>Gallinago gallinago</i>	426
Karraka europarra	196	Curruca rabilarga	310	<i>Gallinula chloropus</i>	100
Kaskabeltz handia	248	Curruca tomillera	308	<i>Garrulus glandarius</i>	226
Kaskabeltz txikia	244	Curruca zarcera	306	<i>Gulosus aristotelis</i>	130
Koartza gorria	140	Escribano cerillo	402	<i>Gypaetus barbatus</i>	146
Koartza hauskara	138	Escribano hortelano	406	<i>Gyps fulvus</i>	152
Koartzatxo itzaina	136	Escribano montesino	404	<i>Hieraaetus pennatus</i>	156
Koartzatxo txikia	142	Escribano palustre	423	<i>Himantopus himantopus</i>	110
Kopetazuri arrunta	102	Escribano soteño	408	<i>Hippolais polyglotta</i>	290
Kuku mottoduna	84	Escribano triguero	400	<i>Hirundo rustica</i>	270
Kukua	86	Estornino negro	326	<i>Hydrobates pelagicus</i>	124
Kuliska iluna	426	Estornino pinto	324	<i>Iduna opaca</i>	288
Kuliska txikia	116	Faisán vulgar	416	<i>Ixobrychus minutus</i>	132
Kurlinta handia	425	Focha común	102	<i>Jynx torquilla</i>	202
Kutturlio arrunta	260	Gallineta común	100	<i>Lanius collurio</i>	220
Kutturlio mokolaburra	258	Garceta común	142	<i>Lanius meridionalis</i>	427
Landa-txirta	376	Garcilla bueyera	136	<i>Lanius senator</i>	222
Landa-txolarrea	362	Garza imperial	140	<i>Larus fuscus</i>	122
Larre-buztanikara	370	Garza real	138	<i>Larus marinus</i>	118
Leiotrix mokogorria	418	Gavilán común	162	<i>Larus michahellis</i>	120
Lepitzulia	202	Gavión atlántico	118	<i>Leiothrix lutea</i>	418
Lezkari arrunta	286	Gaviota patiamarilla	120	<i>Linaria cannabina</i>	390
Lezkari karratxina	284	Gaviota sombría	122	<i>Locustella luscinioides</i>	422
Malkar-sorbeltza	80	Golondrina común	270	<i>Locustella naevia</i>	292
Martin arrantzalea	198	Golondrina dáurica	274	<i>Lophophanes cristatus</i>	242
Mendebaldeko sasi-txori zurizta	288	Gorrión chillón	360	<i>Loxia curvirostra</i>	392
Mendi-berdantza	404	Gorrión común	364	<i>Lullula arborea</i>	254
Mendi-erregetxo	314	Gorrión molinero	362	<i>Luscinia megarhynchos</i>	338
Mendi-tuntuna	366	Grajilla occidental	234	<i>Mareca strepera</i>	64
Mendi-txiriskila	396	Halcón peregrino	218	<i>Melanocorypha calandra</i>	264

Mendi-txirta	380	Herrerillo capuchino	242	<i>Merops apiaster</i>	200
Mika arrunta	228	Herrerillo común	246	<i>Milvus migrans</i>	174
Mirotz urdina	170	Jilguero europeo	394	<i>Milvus milvus</i>	172
Mirotz zuria	168	Jilguero lúgano	428	<i>Monticola saxatilis</i>	346
Miru beltza	174	Lavandera blanca	374	<i>Monticola solitarius</i>	348
Miru gorria	172	Lavandera boyera	370	<i>Motacilla alba</i>	374
Mokokerra	392	Lavandera cascadeña	372	<i>Motacilla cinerea</i>	372
Mokolodia	384	Lechuza común	178	<i>Motacilla flava</i>	370
Mozolo arrunta	182	Leiotrix piquirrojo	418	<i>Muscicapa striata</i>	334
Murgil handia	106	Martín pescador común	198	<i>Neophron percnopterus</i>	148
Murgilari arrunta	70	Martinete común	134	<i>Netta rufina</i>	68
Murgilari mottoduna	72	Milano negro	174	<i>Numenius arquata</i>	425
Oilagorra	114	Milano real	172	<i>Nycticorax nycticorax</i>	134
Okil beltza	210	Mirlo acuático europeo	358	<i>Oenanthe hispanica</i>	356
Okil berde iberiarra	212	Mirlo común	332	<i>Oenanthe oenanthe</i>	354
Okil ertaina	204	Mito común	278	<i>Oriolus oriolus</i>	224
Okil handia	208	Mochuelo boreal	180	<i>Otus scops</i>	184
Okil txikia	206	Mochuelo europeo	182	<i>Pandion haliaetus</i>	144
Pagausoa	92	Mosquitero ibérico/común	282	<i>Panurus biarmicus</i>	252
Paita gorritzta	414	Mosquitero musical	428	<i>Parus major</i>	248
Pinu-kaskabeltza	240	Mosquitero papialbo	280	<i>Passer domesticus</i>	364
Pirripioa	254	Oropéndola europea	224	<i>Passer montanus</i>	362
Pitxartxar burubeltza	352	Paíño europeo	124	<i>Perdix perdix</i>	420
Pitxartxar nabarra	350	Pájaro moscón europeo	250	<i>Periparus ater</i>	240
Sai arrea	152	Paloma bravía/cimarrona	88	<i>Pernis apivorus</i>	150
Sai zuria	148	Paloma torcaz	92	<i>Petronia petronia</i>	360
Sasi-txinboa	306	Paloma zurita	90	<i>Phalacrocorax carbo</i>	128
Sasi-txori arrunta	290	Papamoscas cerrojillo	340	<i>Phasianus colchicus</i>	416
Sorbeltz arrunta	82	Papamoscas gris	334	<i>Phoenicurus ochruros</i>	342
Tarina	428	Pardillo común	390	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	344
Tuntun arrunta	368	Pato colorado	68	<i>Phylloscopus bonelli</i>	280
Txantxangorria	336	Perdiz pardilla	420	<i>Phylloscopus ibericus/collybita</i>	282
Txepetxa	316	Perdiz roja	76	<i>Phylloscopus trochilus</i>	428
Txilinporta txikia	104	Petirrojo europeo	336	<i>Pica pica</i>	228
Tximutxa	252	Picamaderos negro	210	<i>Picus sharpei</i>	212
Txinbo burubeltza	302	Pico mediano	204	<i>Podiceps cristatus</i>	106
Txinbo kaskabeltza	296	Pico menor	206	<i>Poecile palustris</i>	244
Txinbo papargorritzta iberiarra	304	Pico picapinos	208	<i>Porzana porzana</i>	424
Txio horia	428	Picogordo común	384	<i>Prunella collaris</i>	366
Txio iberiarra/arrunta	282	Pinzón vulgar	382	<i>Prunella modularis</i>	368
Txio lepezuria	280	Piquituerto común	392	<i>Ptyonoprogne rupestris</i>	268
Txirriskila arrunta	398	Pito real ibérico	212	<i>Pyrrhocorax graculus</i>	232
Txirritxo txikia	112	Polluela chica	425	<i>Pyrrhocorax pyrrhocorax</i>	230
Txoka arrunta	390	Polluela pintoja	424	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	386
Txoloma	90	Porrón europeo	70	<i>Rallus aquaticus</i>	98
Txonta arrunta	382	Porrón moñudo	72	<i>Regulus ignicapilla</i>	312
Txoriandre arrunta	262	Quebrantahuesos	146	<i>Regulus regulus</i>	314
Txorru arrunta	388	Rascón europeo	88	<i>Remiz pendulinus</i>	250
Ubarroi handia	128	Reyezuelo listado	312	<i>Riparia riparia</i>	266
Ubarroi mottoduna	130	Reyezuelo sencillo	314	<i>Saxicola rubetra</i>	350
Uda-txirta	378	Roquero rojo	346	<i>Saxicola rubicola</i>	352
Ugatza	146	Roquero solitario	348	<i>Scolopax rusticola</i>	114
Uhalde-enara	266	Ruiseñor común	338	<i>Serinus serinus</i>	398
Uroilanda handia	98	Serín verdecillo	398	<i>Sitta europaea</i>	318
Uroilanda pikarta	424	Somormujo lavanco	106	<i>Spatula clypeata</i>	62
Uroilanda txikia	425	Tarabilla europea	352	<i>Spinus spinus</i>	428
Uroilo arrunta	100	Tarabilla norteña	350	<i>Streptopelia decaocto</i>	96
Urretxindorra	338	Tarro canelo	414	<i>Streptopelia turtur</i>	94
Urretxoria	224	Terrera común	262	<i>Strix aluco</i>	192
Urubi arrunta	192	Torcecuello euroasiático	202	<i>Sturnus unicolor</i>	326
Ur-zozoa	358	Tórtola europea	94	<i>Sturnus vulgaris</i>	324

Usapal europarra	94	Tórtola turca	96	<i>Sylvia atricapilla</i>	296
Usapal turkiarra	96	Trepador azul	318	<i>Sylvia borin</i>	298
Zankaluzea	110	Urraca común	228	<i>Tachybaptus ruficollis</i>	104
Zapelatz arrunta	176	Vencejo común	82	<i>Tachymarpis melba</i>	80
Zapelatz liztorjalea	150	Vencejo real	80	<i>Tadorna ferruginea</i>	414
Zata arrunta	78	Verderón común	388	<i>Tringa ochropus</i>	426
Zikoina zuria	126	Verderón serrano	396	<i>Troglodytes troglodytes</i>	316
Zingira-berdantza	423	Zampullín común	104	<i>Turdus merula</i>	332
Zingira-hontza	188	Zarapito real	425	<i>Turdus philomelos</i>	328
Zingira-mirotza	166	Zarcero bereber	288	<i>Turdus viscivorus</i>	330
Zozo arrunta	332	Zarcero políglota	290	<i>Tyto alba</i>	178
Zozo-txinboa	300	Zorzal charlo	330	<i>Upupa epops</i>	194
Zuhaitz-belatza	216	Zorzal común	328	<i>Zapornia pusilla</i>	425







Euskadiko hegazti habiagileen atlas hau lurraldeko hegazti-faunaren ornitologia eta ezagutzaren mugarria da, eta gure erakunde publikoen, elkarte naturalisten eta dozenaka boluntarioren lankidetzari esker lortu da. Horiei guztiei eskerrak eman nahi dizkiegu Aranzadi Zientzia Elkartearen izenean. Informazio guztia, gainera, Ornitho Euskadi plataformaren bidez eguneratzen da.

El atlas de aves nidificantes de Euskadi constituye un hito en el ámbito del conocimiento de la avifauna del territorio. Su contenido ha sido posible gracias a la colaboración de nuestras instituciones públicas, varias asociaciones y decenas de personas voluntarias. Desde la Sociedad de Ciencias Aranzadi agradecemos su implicación. La información se actualizará a través del portal Ornitho Euskadi.

Ornitho  Euskadi  
[www.ornitho.eus](http://www.ornitho.eus)



ISBN: 978-84-17713-87-4

