



Serie Monografías de la Dirección General de Sostenibilidad: Especies Protegidas

EL ALIMOCHÉ COMÚN (*Neophron percnopterus*) EN EXTREMADURA: POBLACIÓN Y ECOLOGÍA



JUNTA DE EXTREMADURA

**Serie Monografías de la Dirección General de Sostenibilidad
(Especies Amenazadas)
Junta de Extremadura**

EL ALIMOCHE COMÚN (*Neophron percnopterus*) EN EXTREMADURA: POBLACIÓN Y ECOLOGÍA



Autores:

Elisa Cristo da Silva Gamero, Óscar Uceda Tolosa, José María Guzmán Bolaños, José María Abad Gómez-Pantoja, Carmen Martín López, Ángel Rodríguez Martín, Daniel Martín Vertedor, Ángel Sánchez García y Juan Manuel Sánchez Guzmán

Memoria correspondiente al:

“CONVENIO DE COLABORACIÓN ENTRE LA CONSEJERÍA PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA Y SOSTENIBILIDAD DE LA JUNTA DE EXTREMADURA Y LA UNIVERSIDAD DE EXTREMADURA, PARA LA REALIZACIÓN DE ACTIVIDADES DESTINADAS A ESTABLECER LAS BASES DE LA ESTRATEGIA DE CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD DE EXTREMADURA. ANUALIDADES 2021-2022-2023”.

Nº EXPEDIENTE: 2051999FR003

Firmado en Mérida, a 28 de diciembre de 2020.

Actuación 2: Elaboración de estudios detallados de aquellas especies con mayor grado de amenaza o más sensibles

Acción 7: *Neophron percnopterus*.

Financiación del Convenio: Fondos FEADER

Afiliación de los Autores:

Elisa Cristo da Silva Gamero, Óscar Uceda Tolosa, José María Guzmán Bolaños y Juan Manuel Sánchez Guzmán. Grupo de Investigación en Biología de la Conservación. Área de Zoología. Universidad de Extremadura.

Juan Manuel Sánchez Guzmán. Ecología en el Antropoceno. Unidad asociada CSIC-UEx. Facultad de Ciencias. Universidad de Extremadura.

José María Abad Gómez-Pantoja. Trabajos en el Medio Natural. Sociedad de Gestión Pública de Extremadura, S.A.U. (GPEX).

Carmen Martín López, Ángel Rodríguez Martín, Daniel Martín Vertedor y Ángel Sánchez García. Dirección General de Sostenibilidad. Consejería de Agricultura, Ganadería y Desarrollo Sostenible. Junta de Extremadura.

Portada:

Diseño de Elisa Cristo da Silva Gamero y Nuria Playá Montmany. Fotos de Ángel Sánchez García y Víctor Manuel Pizarro.

Contraportada:

Diseño de Elisa Cristo da Silva Gamero y Nuria Playá Montmany. Fotos de Ángel Sánchez García, Fermi Martínez Martín y Elisa Cristo da Silva Gamero.

Ilustraciones interiores:

Antonio José Díaz Fernández.

Fotos de la monografía:

Ver pie de figuras.

Depósito Legal: LE 236-2024

ISBN: 978-84-128836-3-3

Agradecimientos.

La Junta de Extremadura quiere hacer constar su agradecimiento a cuantas personas intervinieron a lo largo de todos estos años en la toma de la información aquí utilizada y que son los siguientes:

Directores de censos

Ángel Sánchez García, Alfredo Anega Morales, Javier Caldera Domínguez, Ángel Rodríguez Martín, María Jesús Palacios González, Atanasio Fernández García, Carmen Martín López y Ana Cristina Carrasco.

Técnicos de censos

Diego Fernández Mateos, Elvira Cano Montes, Fátima Sanz Gómez, Gloria Cortázar Hurtado, M^ª Jesús García-Baquero Merino y María Arredondo Lamas.

Técnicos participantes en censos

Andrea Martínez Ojea, Daniel Vicente Porras, David Nieto Hisado, Domingo Rivera Dios, Francisco Hurtado Sabido, Javier Zalba Bescos, Jesús González Cuadrado, Joaquín Fernández Hernández, José Carlos Ligerero Laserna, José Felix Alvarez González, José Manuel Rama Mayo, Luis Lozano Martínez, María José Moralo Rodríguez, Miguel Ángel Romo Bedate, Noel Vega Vinagre, Óscar Díaz Martín, Paula Rodríguez Contreras, Pedro J. Fernández Rodríguez, Ricardo Martín Sánchez, Sergio Pérez, Susana Sánchez Cuerda y Toribio Álvarez Delgado.

Agentes del medio natural

Adolfo Sánchez Álvarez, Adrián Chaves Palacios, Águeda Juliana Mateos, Agustín de Burgos López, Agustín Víctor Martín Ruano, Alberto Britos Galán, Alberto Fernández Honrubia, Alberto Pablos Álvarez, Alberto Pacheco Mejías, Alberto Paniagua Romero, Alejandro García García, Alfredo de Armas Casco, Alicia Forner Estévez, Álvaro García Sánchez, Amable Mateos Vázquez, Amado Franco Salas, Amado Hernández Hernández, Ana Ayuso Arroyo, Ana Isabel Gómez Pérez, Andrés Arroyo Moreno, Andrés Bellido Serrano, Andrés García Morais, Andrés Palacios Piñas, Ángel Amador Camino, Ángel Blasco Vaquerizo, Ángel Castaño Muñoz, Ángel de Antonio Benito, Ángel Vizcaino Cerezo, Ángela Cerro Vacas, Anselmo Díaz Calero, Antonio Galán Delgado, Antonio Galindo Gutiérrez, Antonio García Carmona, Antonio García Montero, Antonio Gutiérrez Sánchez, Antonio José Romero Castaño, Antonio López Murillo, Antonio Macarro Caballero, Antonio Trancón Martín, Apolinar Pérez Durán, Arturo Díaz Herrero, Arturo Romero Domínguez, Augusto Barril Castillo, Aureliano Hidalgo Portillo, Aurelio Domingo Hernández Alonso, Aurelio Martín Sánchez, Avelino Camacho, Bárbara Serrano Pérez, Basilio Gómez Sánchez, Belén Gutiérrez Larena, Benjamín Colmena Ortega, Borja Ledesma Sánchez, Cándido Bravo Jarones, Cándido Real Candeleda, Carlos Andrés Barrera, Carlos Dávila Martín, Carlos Fernández Garrido, Carlos Gallego Fernández, Carlos Izquierdo Sánchez, Carlos Javier Blázquez López, Carlos Jesús García Asensio, Carlos Pedraza Miján, Carlos Sánchez Martín, Carmen de Mera Murillo, Carmen Delgado de la Cruz, César Hernández Carretero, Cesar Salas Diaz, Cristian Salguero Blázquez, Cristina Tejeda Morán, Custodio Mansilla Pérez, Daniel Encinar Calvo, Daniel Martínez Rodríguez, Daniel Miranda Martínez, David Blázquez Martín, David Flores Pinto, David García Cáceres, David Iglesias Martín, David Martín Montero, David Martín Vázquez, Demetrio Rodríguez Martín, Diego Antonio Alberca López, Diego Aparicio Iglesias, Diego Recio López, Domingo Hernández, Eduardo Baños, Eduardo de la llave Layosa, Eduardo Mancha Carmona, Eduardo Sánchez Vega, Eleuterio García Grande, Elías Pardo Serrano, Eloy Durán Bayan, Emilio Daniel Carazo Álvarez, Emilio González de Orduña Gómez, Enrique Alonso Paniagua, Enrique Guijarro Calero, Esteban Durán Hernández, Eugenio Díaz Gutiérrez, Eusebio Torres Marcos, Eva Amor Juliá, Fabián Hernández Martín, Federico Hernández Grajera, Feliciano Gordo Rebollo, Feliciano Expósito Trinidad, Feliciano Gordo Rebollo, Felicísimo Gómez Peñasco, Felipe Cano Gil, Felipe Caperoete Araujo, Felipe Cosgaya de los Toyos, Felipe Gómez, Felipe Paniagua, Felipe Paniagua Peña, Felipe Robles Moreno, Félix Díaz Crespo, Félix Eugenio Martín de la Viuda, Félix Fabian Barquero, Fernando Franco Asensio, Fernando Muñoz Coronel, Florencio Ventanas Barroso, Francisco Bejarano Muñoz, Francisco Calderón Delgado, Francisco Corbacho Vázquez, Francisco Fuentes López, Francisco Guerra Maestre, Francisco Javier Guerrero Matamoros, Francisco Martínez Moreno, Eduardo Acosta Mago, Gabriel Sánchez, Germán Ramos Alonso, Germán Romero Gallego, Gregorio Castillo Fernández, Gregorio Ledesma, Gregorio Sánchez, Helena Carrón Calle, Heliodoro Barquero González, Hilario García White, Hilario Velardo Fernández, Hugo José Gómez-Tejedor Alonso, Ignacio Moreno Arriero, Ildelfonso Barrero Valiente, Inés García Martín, Inocente Díaz, Isabel Gallardo Muñoz, Isidoro Obregón González, Isidoro Rodríguez Martín, Isidro Gregorio Pérez, Ismael Basilio Tabares, Iván Baile Arias, Iván Solana Silva, Jaime Collado Zarza, Jaime Iglesias Duarte, Jaime Portilla Franco, Jaime Rodríguez Collado, Javier Alameda Lozano, Javier Ballesteros Díaz, Javier Benítez González, Javier Bueno Plaza, Javier Fernández Morillo, Javier García Vaquero, Javier Guerrero, Javier Librado Delgado, Javier Lozano Del Rio, Javier Martín Martín, Javier Roldán Corrales, Jesús Acosta Gómez, Jesús Alberto Carnero Mancebo, Jesús Antonio Martín Gutiérrez, Jesús Carretero Escudero, Jesús Gamero Gata, Jesús García Martín, Jesús Manuel Ramírez Ramírez, Jesús Martín Martín, Jesús Martín

Sánchez, Jesús Montero Basquero, Jesús Pulido Cienza, Jesús Rasero Márquez, Jesús Santamargarita Ferreras, Jesús Santamargarita Mayor, Joaquín Cordero González, Joaquín Molina Chaves, Jorge Hernando Pachón, Jorge Pedro Durán Montes, Jorge Rubio García, José Antonio Diéguez Bautista, José Antonio Fernández Martín, José Antonio Mateos Vicente, José Antonio Pérez Burón, José Antonio Reyes Castellano, José Diego Santos Ugía, José Fernández Moreno, José Francisco Gil Sánchez, José Germán Fernández Díaz, José Gómez Nevado, José Ignacio Ríos García, José Iñesta Mena, José Juan Galán Morcillo, José Luis Roldán Murillo, José Luis Sánchez Pesado, José Luis Santamargarita Ferreras, José Manuel Martínez Corvo, José Manuel Morera Núñez, José María Bravo de Cáceres, José María Castaño Holguín, José María García Cerro, José María Guerrero Núñez, José María Gutiérrez Saucedo, José Martín Pablos, José Miguel Caperote Araujo, José Miguel Sánchez Nogales, José Miguel Sillero Blanco, José Montero González, José Mora Ontivero, José Ramiro Cerezo, José Venegas González, José Vicente Bola Naranjo, José Vinagre Carrasco, Juan Antonio Barquero Quintana, Juan Antonio Dávila Pérez, Juan Augusto Blázquez Reyes, Juan Carlos Giraldo Garrón, Juan Carlos Gutiérrez Antequera, Juan Carlos Herrera Belmonte, Juan Dávila Dávila, Juan de Dios Salgado Callado, Juan Domingo Mera Ojeda, Juan Fernández-Blanco García, Juan Fernando Trejo Reyes, Juan García Santos, Juan Jesús Polvillo Casas, Juan Jiménez Rubio, Juan José Blanco Casado, Juan José Cambero Cabeza, Juan José Ferrero Cantisán, Juan José Hernández Mateos, Juan Luis Chaves Blázquez, Juan Luis Delgado Naranjo, Juan Luis Expósito Collado, Juan Luis Moreno Teodoro, Juan Luis Soriano Caballo, Juan Manuel González, Juan Manuel Concepción García, Juan Manuel Gil Moreno, Juan Miguel González García, Juan Pablo Prieto Clemente, Juan Panadero Pintor, Juan Paulino Baena, Juan Pedro Gómez Correas, Juan Ramón Sánchez Javier, Juan Rodríguez Morgado, Juan Salguero Parra, Juan Vega Reina, Julián Panadero Durán, Julio Ángel Moralo Rodríguez, Julio César Callado Grandoso, Julio César Sánchez Romero, Justo Hinojal Sánchez, Luciano Lázaro Santos, Luis Alberto García Rojas, Luis Fernández-Salguero Ríos, Luis Francisco Rivero Murillo, Luis Iglesias Mandado, Luis Ignacio Rodríguez-Tabares Moreno, Luis López Benitez, Luis María Guillén de Sande, Luis María Sánchez Bravo, M^ª Nieves Gallardo Casado, M^ª Rosario Montero Bravo, Manuel Fco. González Alegría, Manuel Fernández Rincón, Manuel Flores Cid de Rivera, Manuel Francisco González, Manuel Giraldo Acedo, Manuel Luis Díaz Navarro, Manuel Mateos Campos, Manuel Pérez Nevado, Manuel Vicente Hernández, Marcelino Tirado Berrocoso, Marco Aurelio Leno López, María del Carmen Álvarez Álvarez, María Gómez Pizarro, María José Moreno Navarrete, María Madrugá Vicente, Mariano Rodríguez Valhondo, Marta Rubio Fernández, Matías Taborda Barroso, Maximiano Recio López, Máximo Plaza Rubio, Máximo Solís Ramos, Miguel Ángel Sorio Rosado, Miguel Ángel Yanguas Pozo, Miguel Hernández Barreto, Miguel Jesús Peromingo Tejero, Miguel Méndez Martín de Prado, Natividad Becerra Ramírez, Nicolás Díaz Rubio, Nicolás Durán Jiménez, Nicolás García Díaz, Nicolás Iglesias Martín, Nieves Fernández-Orejudo Carmona, Orencio Vinagre Muñoz, Óscar Martín Martín, Pablo Emiliano Godoy Molano, Pablo Muñoz Barba, Pablo Serrano Monroy, Pedro Carrera Cuadrado, Pedro García Guisado, Pedro Gasco Almazán, Pedro Holgado García, Pedro José Gómez Ortiz, Pedro López Cobos, Pedro María Mateos Vicente, Pedro Sánchez López, Pilar Berrocal Carrera, Prudencio Fernández Valhondo, Rafael Calero Vázquez, Rafael Gómez Moruno, Rafael Lepe Sáenz de Santa María, Rafael Romero Mohedano, Rafael Sánchez Buendía, Raúl Chavero Mejías, Raúl Méndez Sánchez, Ricardo Cembellín Gómez, Ricardo del Pozo Triviño, Roberto Diez Mediavila, Rodrigo Nacarino Salgado, Rubén Cañadas Valverde, Samuel Collados Magdaleno, Samuel Domínguez Heredia, Sebastián Romero Monago, Serafín Polo Nevado, Sergio Méndez Iglesias, Sonia Chivo Díaz, Susana Escalante Lojo, Tomás Caballero Torinos, Tomás Chico Lozano, Tomás Gómez Rubio, Urbano Montes Ríos, Vicente Bravo, Vicente Martínez Castaño, Víctor Fernández Muñoz, Víctor Manuel Pizarro Jiménez, Víctor Manuel Pizarro Jiménez, Víctor Manuel Ruiz Sabido, Rocío Álvarez Amaro, Pedro Barquero Martillanes, Ángel Beltrán Torrescusa, Feliciano Calle Jiménez, José Castellano Hernández, María del Pilar Chamarro Salas, Florencio Corchero García, José María Crespo Seco, Antonio Díaz Samino, Pedro Domínguez Domínguez, José Luis Fernández Perea, Luis Galán Flores, María Francisca Gómez Blanco, Damián González Díaz, Luis María Guillén de Sande, Ubaldo Hernández Fernández, Juan Jiménez Rubio, Isabel Jociles del Solar, Isabel Julián Bueso, Juan Lajas Cabello, Julián Liberal Barriga, Juan Lucas Dionisio, Carlos Martín Marco, Benedicto Martín Sánchez, Emiliano Martín Sánchez, Constantino Martín Sánchez, Rafael Mateos Vicente, Teodoro Millán Morgado, Rufino Mohedano Mariano, Sabas Molina Ríos, Víctor Moyano González, Antonio Muñoz Barba, Gerardo Ruano Gallego, Jesús Sánchez Blázquez, Feliciano Sánchez Martín, Paulino Sayago Cruz, Juan Carlos Timón Galán, Emilio Utrero Babiano, Antonio Trancón Martín, Castor Vaquero Martín y Javier Pérez Cabrera.

Agentes coordinadores

José Luis Santamargarita Ferrera, Javier Martín Martín, Apolinar Pérez Durán, David Iglesias Martín, César Hernández Carretero, Alberto Pablos Álvarez, Amable Mateos Vázquez, Alberto Britos Galán, Juan Carlos Herrera Belmonte, Juan Manuel Gil Moreno, M. Isabel Gallardo Muñoz, Julián Panadero Durán, Eduardo Baños Rodríguez, Pablo E. Godoy Molano, Luis Iglesias Mandado, Rafael Calero Vázquez, Benjamín Colmena Ortega, Antonio Galindo Gutiérrez, M. Rosario Montero Bravo, Luis María Sánchez Bravo, Sabas Molina Ríos, Juan Fernández-Blanco García, Ricardo del Pozo Triviño, Luis María Guillén de Sande, Agustín V. Martín Ruano, Máximo Plaza Rubio, Manuel Fernández Rincón, Ana I. Gómez Pérez y Carlos Dávila Dávila.

Sección de Coordinación de los Agentes

Eduardo Rebollada Casado, Carlos Barrutia Martín, Fernando Hernández Martín, Tomás Martínez Gabarrón e Inmaculada Montero.

ÍNDICE

| | |
|---|-----------|
| I. LA ESPECIE: EL ALIMOCHE COMÚN (<i>Neophron percnopterus</i>) | 13 |
| 1. DESCRIPCIÓN E IDENTIFICACIÓN: CARACTERES DE CAMPO | 13 |
| 2. TAXONOMÍA | 16 |
| 3. DISTRIBUCIÓN BIOGEOGRÁFICA | 16 |
| 4. POBLACIÓN BIOGEOGRÁFICA | 18 |
| 5. HÁBITAT | 21 |
| 6. ECOLOGÍA TRÓFICA | 22 |
| 7. BIOLOGÍA REPRODUCTORA | 27 |
| 8. MOVIMIENTOS | 31 |
| 9. ESTATUS Y CONSERVACIÓN | 34 |
| | |
| II. EL ALIMOCHE COMÚN (<i>Neophron percnopterus</i>) EN EXTREMADURA | 38 |
| 1. DISTRIBUCIÓN | 38 |
| 1.1. INTRODUCCIÓN | 38 |
| 1.2. METODOLOGÍA | 38 |
| 1.2.1. Censo de la especie | 38 |
| 1.2.2. Análisis de densidad | 40 |
| 1.2.3. Análisis de agrupamiento | 41 |
| 1.2.4. Modelo de distribución espacial del alimoche común en Extremadura | 42 |
| 1.3. RESULTADOS | 47 |
| 1.3.1. Distribución y densidades del alimoche común | 47 |
| 1.3.2. Núcleos del alimoche común y sus densidades | 50 |
| 1.3.3. Evolución de los núcleos de alimoche común | 53 |
| 1.3.4. Modelo de distribución espacial del alimoche común en Extremadura | 55 |
| 2. RELACIÓN DE LA ESPECIE CON LOS ESPACIOS PROTEGIDOS DE EXTREMADURA | 62 |
| 2.1. INTRODUCCIÓN | 62 |
| 2.2. METODOLOGÍA | 63 |
| 2.2.1. Estudio de la relación del alimoche común con los espacios protegidos de Extremadura | 63 |
| 2.3. RESULTADOS | 63 |
| 2.3.1. Relación del alimoche común con los espacios protegidos de Extremadura | 63 |

| | |
|--|-----|
| 3. TAMAÑO DE LA POBLACIÓN | 65 |
| 3.1. INTRODUCCIÓN..... | 65 |
| 3.2. METODOLOGÍA | 65 |
| 3.3. RESULTADOS | 65 |
| 3.3.1. Tamaño de la población general..... | 65 |
| 3.3.2. Tamaño de la población en cada uno de los núcleos de estudio..... | 67 |
| 3.3.3. Población invernante en Extremadura | 71 |
| 4. TENDENCIA DE LA POBLACIÓN | 73 |
| 4.1. INTRODUCCIÓN..... | 73 |
| 4.2. METODOLOGÍA | 73 |
| 4.3. RESULTADOS | 74 |
| 4.3.1. Tendencia de la población general | 74 |
| 4.3.2. Tendencia de las poblaciones en cada uno de los núcleos de estudio..... | 75 |
| 5. SELECCIÓN DE HÁBITAT DE LA ESPECIE EN EXTREMADURA | 77 |
| 5.1. INTRODUCCIÓN..... | 77 |
| 5.2. METODOLOGÍA | 77 |
| 5.2.1. Selección de hábitat del alimoche común en Extremadura..... | 77 |
| 5.3. RESULTADOS | 79 |
| 5.3.1. Selección de hábitat del alimoche común en Extremadura..... | 79 |
| 6. BIOLOGÍA DE LA REPRODUCCIÓN | 83 |
| 6.1. INTRODUCCIÓN..... | 83 |
| 6.2. METODOLOGÍA | 84 |
| 6.2.1. Parámetros reproductores | 84 |
| 6.2.2. Selección del lugar de nidificación | 85 |
| 6.2.3. Nidotópica | 86 |
| 6.2.4. Usurpaciones..... | 87 |
| 6.3. RESULTADOS | 87 |
| 6.3.1. Tasa de Reproducción anual de la población | 87 |
| 6.3.2. Parámetros reproductores de la población..... | 89 |
| 6.3.3. Selección del lugar de nidificación | 110 |
| 6.3.4. Nidotópica | 114 |
| 6.3.5. Usurpaciones..... | 125 |

| | |
|--|-----|
| 7. ESCENARIOS FUTUROS Y CAMBIO CLIMÁTICO..... | 130 |
| 7.1. INTRODUCCIÓN | 130 |
| 7.2. METODOLOGÍA..... | 133 |
| 7.3. RESULTADOS..... | 137 |
| 8. ESTATUS DE CONSERVACIÓN Y AMENAZAS | 145 |
| 8.1. INTRODUCCIÓN..... | 145 |
| 8.2. METODOLOGÍA | 145 |
| 8.2.1. Evaluación del estatus de conservación..... | 145 |
| 8.2.2. Ingresos en centros de recuperación | 146 |
| 8.3. RESULTADOS | 146 |
| 8.3.1. Estatus de conservación | 146 |
| 8.3.2. Amenazas | 149 |

III. BIBLIOGRAFÍA 157

ANEXOS..... 189

| | |
|--|-----|
| ANEXO 1. Relación de variables utilizadas en los modelos de distribución del alimoche a diferentes escalas..... | 189 |
| ANEXO 2. Relación de variables utilizadas en el modelo de distribución del alimoche en función del cambio climático..... | 194 |

I. LA ESPECIE: EL ALIMOCHÉ COMÚN (*Neophron percnopterus*)

1. DESCRIPCIÓN E IDENTIFICACIÓN: CARACTERES DE CAMPO

El alimoche común (*Neophron percnopterus* Linneo, 1758) es un ave perteneciente a la familia *Accipitridae* (Figura 1). Con una longitud de 60 – 70 cm y una envergadura alar de 155 – 180 cm, es el más pequeño de los buitres presentes en la península ibérica (Cramp y Simmons, 1980). De cabeza pequeña y pico fino y largo, tiene la cara desprovista de plumas hasta el inicio del cuello, de tal manera que los orificios auriculares son fácilmente visibles. Silueta en vuelo característica debido a la forma cuneiforme de la cola y las alas largas y estrechas. A simple vista, no se aprecia dimorfismo sexual, de tal manera que ambos sexos tienen plumaje y tamaño similar (Cramp y Simmons, 1980). Sin embargo, si ambos miembros de la pareja se encuentran juntos, se puede observar que la piel facial del macho tiene un color amarillo más intenso que el de la hembra, la cual suele presentar una sombra oscura debajo de los ojos (Forsman, 2016) (Figura 2). El peso medio de la especie oscila entre los 2,2 y 2,5 kg, pudiendo alcanzar algunos individuos cerca de los 3 kg (Donázar et al., 2020).



Figura 1. Alimoche común (*Neophron percnopterus*). Autor: Ángel Sánchez.

A pesar de la existencia de factores individuales que pueden influir en la muda, se pueden distinguir hasta cinco tipos de edad en función del año de calendario (ac) (Ferguson-Lees y Christie, 2001; Blasco-Zumeta y Heinze, 2022) (Figura 3):

- Adulto (mayor de 5 ac): Cuerpo, cabeza, cola y coberteras medianas y pequeñas blancas. Grandes coberteras y primarias negras, y plumas de vuelo uniformemente negras en la cara interna del ala, pero con centros pálidos en la cara externa. Contraste muy acentuado entre las partes blancas y las rémiges negras. Ciertas zonas del cuerpo, como el cuello y las partes inferiores, pueden ser de un blanco sucio, acercándose al castaño

claro-color óxido, siendo destacable la mancha que se forma en las escapulares. Punta del pico negra, con piel de la cabeza desnuda y amarilla, incluyendo la base del pico. Parche pectoral separado y amarillo, visible cuando el animal tiene el buche lleno. Piel de las patas de color rosáceo.

- Cuarto año (4 ac): aspecto similar al adulto, pero con algunas plumas marrones en las infracoberteras y a lo largo del manto. Cola con alternancia de plumas blancas y grisáceas.
- Tercer año (3 ac): de color marrón oscuro, pero con algunas plumas blancas en las partes inferiores del cuerpo e infracoberteras del ala. Cola de color gris-ante con bordes claros. En la cara sigue manteniendo el color de piel característico azulado de juveniles, pero con la base del pico amarillenta.
- Segundo año (2 ac): principalmente oscuro, como el juvenil, pero con dos generaciones de plumas de vuelo que le dan un aspecto desigual a los bordes de las alas. Las nuevas plumas de vuelo destacan por ser más grises y tener las puntas más redondeadas que el resto de plumas de vuelo juveniles. Piel de la cara azulada como en juveniles, aunque la base del pico algo más rosa-amarillenta.
- Juvenil: plumaje mayoritariamente marrón oscuro, con plumas coberteras alares y escapulares acabadas en punta clara. Rectrices de color marrón oscuro, también con los extremos apicales más claros. Piel de la cara azulada, mientras que la de las patas tiene un color más grisáceo.



Figura 2. Pareja de alimoche comunes (*Neophron percnopterus*) copulando, macho con la piel del rostro completamente amarilla, y hembra con manchas azuladas debajo de los ojos. Autor: Ángel Sánchez.

A larga distancia, los adultos o individuos de cuarto año pueden confundirse con la cigüeña blanca (*Ciconia ciconia*) o con morfos claros de águila calzada (*Hieraetus pennatus*), debido al patrón de coloración de las alas. A distancias más cercanas, los juveniles de alimoche pueden confundirse fácilmente con inmaduros de quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*), siendo estos últimos mucho más grandes, con cola más larga y ancha.



Figura 3. Placa de identificación en campo del alimoche común (*Neophron percnopterus*). A: Juvenil, B: 3º año, C: Adulto. Autor: Antonio José Díaz Fernández.

2. TAXONOMÍA

Pertenciente a la familia *Accipitridae* (Orden *Accipitriformes*), es el único representante del género *Neophron*. Dentro de la especie presenta tres subespecies diferentes: *N. p. percnopterus* (Linneo, 1758), de amplia distribución, encontrándose en Europa, África, Oriente Medio, Asia central y el noroeste de la India; *N. p. ginginianus* (Latham, 1790), que se caracteriza por su menor tamaño y la punta del pico de color amarillo, encontrándose en la India; y *N. p. majorensis* (Donázar *et al.*, 2002a), cuyas poblaciones se localizan en las islas de Fuerteventura y Lanzarote, en las Islas Canarias (Brown y Amadon, 1968; Del Hoyo *et al.*, 1994; Donázar *et al.*, 2002a).

Análisis genéticos encontraron diferencias entre las poblaciones de la especie en las Islas Canarias (subespecie *N. p. majorensis*) y Baleares (subespecie *N. p. percnopterus*) con respecto a otras poblaciones de la península ibérica y la India (*N. p. ginginianus*) (Kretzmann *et al.*, 2003; Agudo *et al.*, 2011). La población canaria presentó una menor variabilidad genética que las poblaciones de Menorca y la península ibérica, mostrando en el caso de las dos últimas niveles de diversidad similares entre sí. Sin embargo, en ambas poblaciones insulares, se detectaron signos de cuello de botella reciente (Kretzmann *et al.*, 2003; Agudo *et al.*, 2011).

Los alimoches canarios o *quirres*, como comúnmente se conoce a la subespecie en el archipiélago canario, son ligeramente más pesados (16%) y grandes (3%) que los de la península ibérica (Agudo *et al.*, 2010). El establecimiento de la población de alimoche en las Canarias se data en hace 2.500 años, coincidiendo con la colonización de los bereberes procedentes del norte de África, y que trajeron consigo ganado doméstico, principalmente cabras (*Capra hircus*), creando de tal modo una fuente de alimento que permitió el asentamiento de la rapaz en las islas (Agudo *et al.*, 2010).

3. DISTRIBUCIÓN BIOGEOGRÁFICA

Ave de amplia distribución, ocupa áreas de la península ibérica, gran parte de África del Norte y Central, todo el Mediterráneo y Oriente Medio, llegando hasta la India (Figura 4). De carácter principalmente migrador en la mayoría de las zonas en las que se encuentra, en lugares como España, Turquía, Arabia Saudí, India y países del continente africano (Mali, Níger, Chad, Sudan y Etiopía). No obstante, se pueden encontrar importantes poblaciones residentes en África del Este, Arabia Saudí y la India, así como algunas más pequeñas en Angola, Namibia y zonas del Sáhara y del Sahel africano (Argelia, Níger, Camerún, Chad y Sudán) (Figura 4; BirdLife International, 2021a). También existen congregaciones de ejemplares no migrantes, como ocurre en Extremadura (Morant *et al.*, 2020). En países como Sudáfrica, Croacia, Bosnia, Montenegro, Rumania y Ucrania, las poblaciones de la especie han desaparecido (BirdLife International, 2021a).

En España, el alimoche cuenta de igual modo con una amplia distribución, evitando las zonas áridas del litoral mediterráneo y las áreas poco abruptas del interior del país, de tal modo que se agrupa en seis núcleos principales (Donázar, 2003; Del Moral, 2022) (Figura 5). El primero, que recoge la mayoría de la población nacional, incluye las cordilleras Cantábrica y Pirenaica, y los sistemas Ibérico y Central y el Valle del Ebro. El segundo, situado en el oeste peninsular, estaría formado por la población que ocupa los Arribes del Duero, las serranías de

Extremadura (Sierra de San Pedro, valle del Tajo Internacional, Villuercas) y Sierra Morena. Los siguientes núcleos serían los que se encuentran en Andalucía: las Sierras de Cazorla y Segura por un lado, y las sierras de Cádiz y Málaga por otro. Por último, las Islas Baleares y Canarias conformarían otras dos poblaciones.

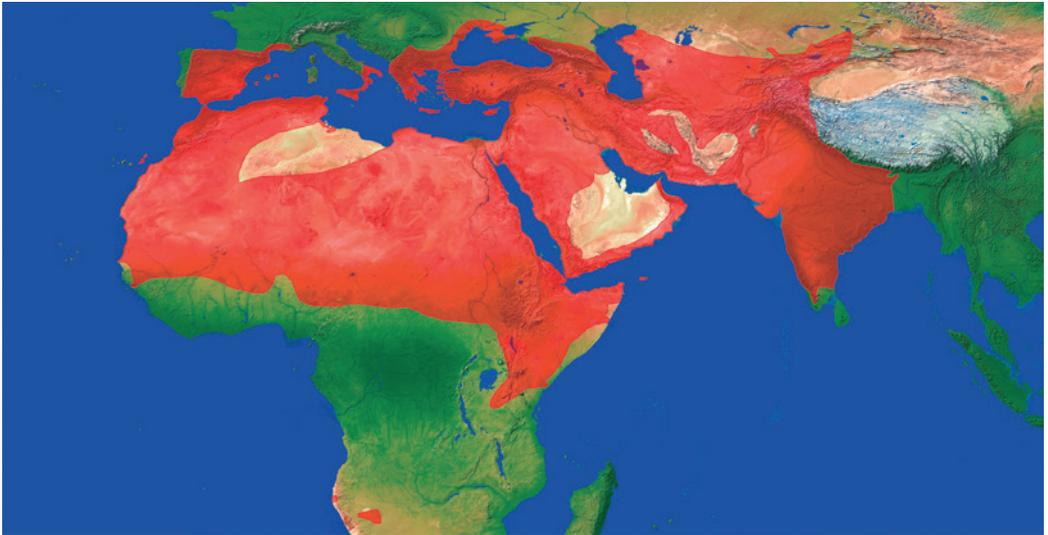


Figura 4. Distribución mundial del alimoche común (*Neophron percnopterus*). Modificado de BirdLife International (2021a).

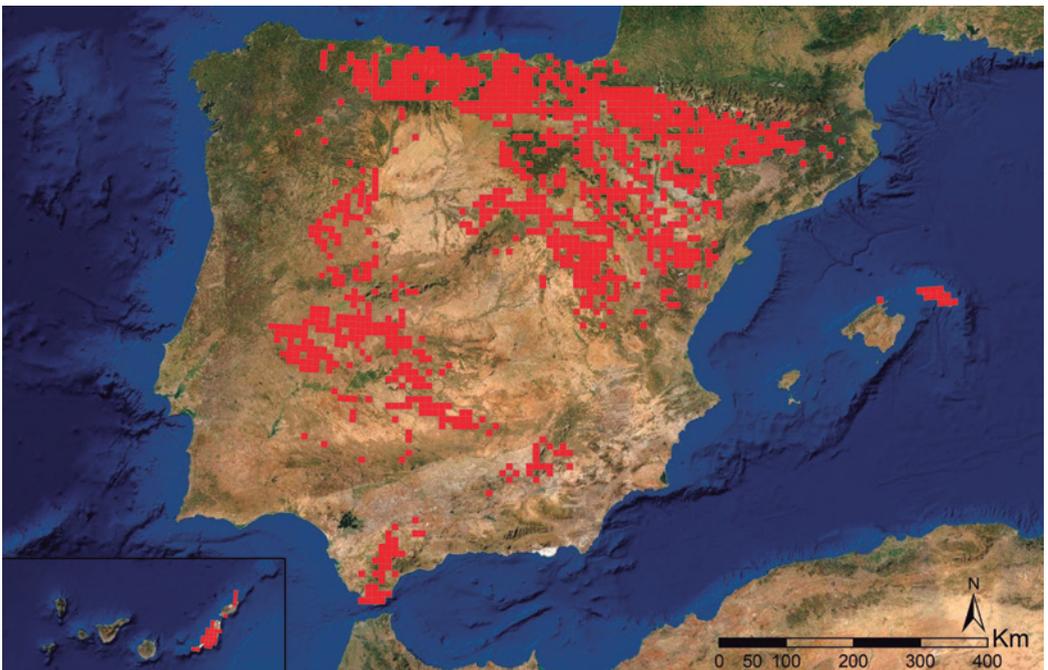


Figura 5. Distribución del alimoche común (*Neophron percnopterus*) en España. Fuente: Inventario Español de Especies Terrestres.

A pesar de ser principalmente migradora en España, también se tienen registros de individuos que permanecen durante el periodo invernal en nuestro país. Estas zonas, muy localizadas, se encuentran principalmente en el centro-oeste de la provincia de Cáceres (Extremadura) (Morant *et al.*, 2020) y el entorno de Doñana (Andalucía) (Donázar, 2012; Del Moral y Molina, 2018; Del Moral, 2022). Menorca (Islas Baleares) y Fuerteventura y Lanzarote (Islas Canarias) constituyen de igual modo núcleos donde la especie es considerada sedentaria (Donázar *et al.*, 2002a; Del Moral y Molina, 2018; Del Moral, 2022).

4. POBLACIÓN BIOGEOGRÁFICA

Debido a la amplia distribución que presenta el alimoche, es realmente difícil cuantificar el número de individuos que existen a nivel global. Las primeras estimas fiables indican que la población mundial de la especie en 2007 oscilaba entre los 20.000 y 49.000 individuos maduros (BirdLife International, 2007). Desde entonces, se ha producido un descenso paulatino hasta llegar a los 12.400–36.000 individuos maduros que se estiman en la actualidad (BirdLife International, 2021a) (Figura 6). Se sospecha que la tasa de declive de la especie a nivel mundial a lo largo de tres generaciones es del 50–79 %, con descensos de más del 10 % en Europa, del 91 % en la población residente en África, del 50–79 % en África del Norte y potencialmente del 99 % en la India (BirdLife International, 2021a).

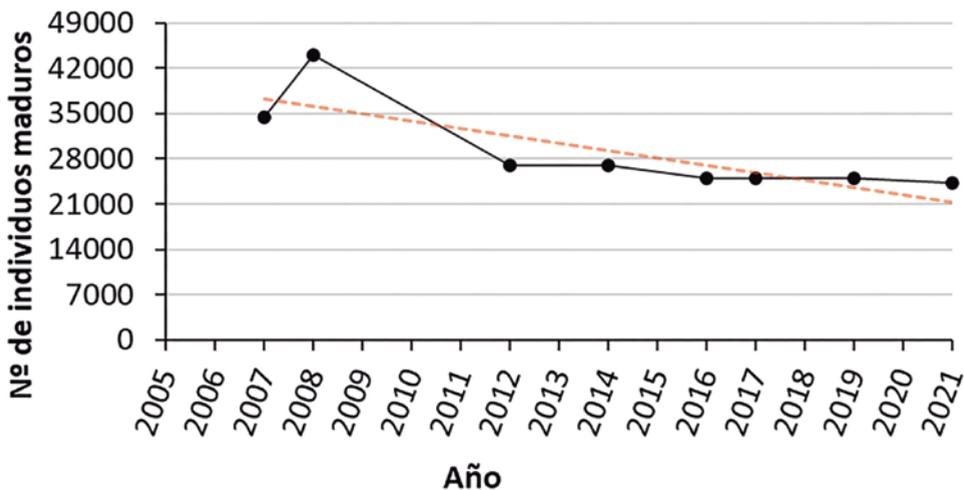


Figura 6. Evolución del número de individuos maduros de alimoche común (*Neophron percnopterus*) en el mundo. Fuente: BirdLife International (2021a).

En Europa, se estima que la población reproductora estaría formada por 6.100–9.000 individuos maduros, conformando el 25–49 % de la población mundial (BirdLife International, 2021b). Debido a los declives que había experimentado a lo largo del siglo XX, las tendencias de la especie eran negativas en la gran mayoría de países en los que se tenía registro (Elósegui, 1989; Tucker y Heath, 1994). Actualmente, la especie

sigue disminuyendo a lo largo de toda su área de distribución europea, con un declive del 10 % en las tres últimas generaciones (BirdLife International, 2021b). La población española, que representa hasta el 40 % de la población reproductora europea, sufrió entre los años 1987 y 2000 un descenso del 25 % en el número de territorios de la especie (Donázar, 2004; Del Moral, 2009), llegando a estabilizarse en el periodo de 1998-2011 (BirdLife International, 2015). Por su parte, la población francesa fue la única que llegó a incrementarse en ese periodo (Vulture Conservation Foundation, 2016). Por el contrario, las poblaciones de los Balcanes presentan una tasa de declive continua con disminuciones del 4–8 % por año, con el contingente griego de la especie habiendo disminuido entre un 44–60 % en 30 años (Xirouchakis y Tsiakiris, 2009; Grubač *et al.*, 2014; Veleviski *et al.*, 2015). Los últimos datos disponibles indican que la población española parece ser la única que está incrementando a nivel europeo (Figura 7).

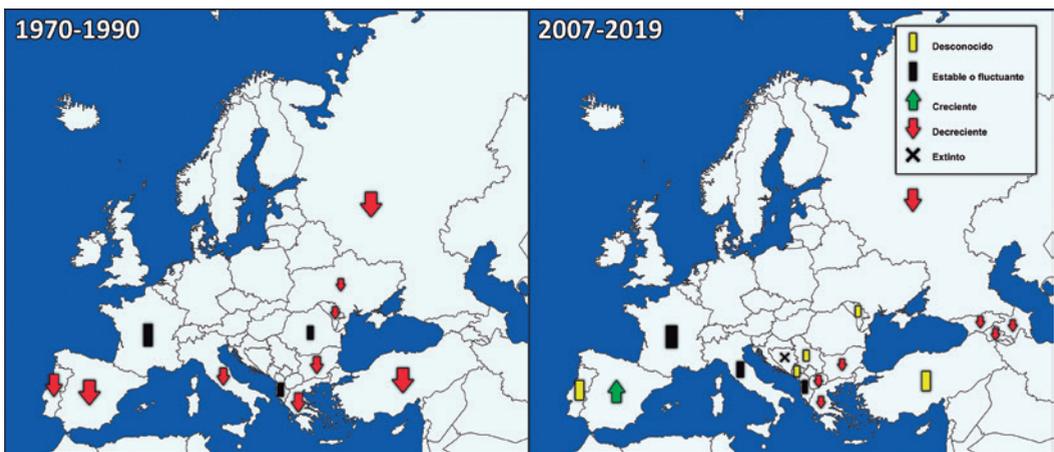


Figura 7. Tendencias poblacionales del alimoche común (*Neophron percnopterus*) en Europa. Izquierda: periodo 1970-1990, derecha: periodo 2007-2019. Fuente: Tucker y Heath (1994); BirdLife International (2021c).

En España, los primeros datos de los que se tiene registro datan de los años sesenta, y cifraban la población reproductora del alimoche entre las 600 y 1.000 parejas (Bijleveld, 1974) (Figura 8). Durante los años setenta la población se estimó en unas 2.000 parejas (Garzón, 1975; Cramp y Simmons, 1980), descendiendo hasta las 1.324–1.373 parejas censadas a finales de los años ochenta por el ICONA (Perea *et al.*, 1990). El *I Censo Coordinado* promovido por SEO/BirdLife en el año 2000, cubrió todo el territorio nacional de forma más óptima que los trabajos previos, y estimó 1.480 parejas (Del Moral y Martí, 2002). Desde entonces, la población ha ido creciendo muy lentamente hasta alcanzar las 1.556 parejas en 2008 y las 1.567 parejas en 2018 (Del Moral, 2009; Del Moral y Molina, 2018). Cerca del 70 % de la población se concentra en Castilla y León (22,89 %), Aragón (15,91 %), Castilla-La Mancha (13,76 %), Extremadura (10,20 %) y Navarra (7,99 %) (Del Moral y Molina, 2018) (Figura 9).

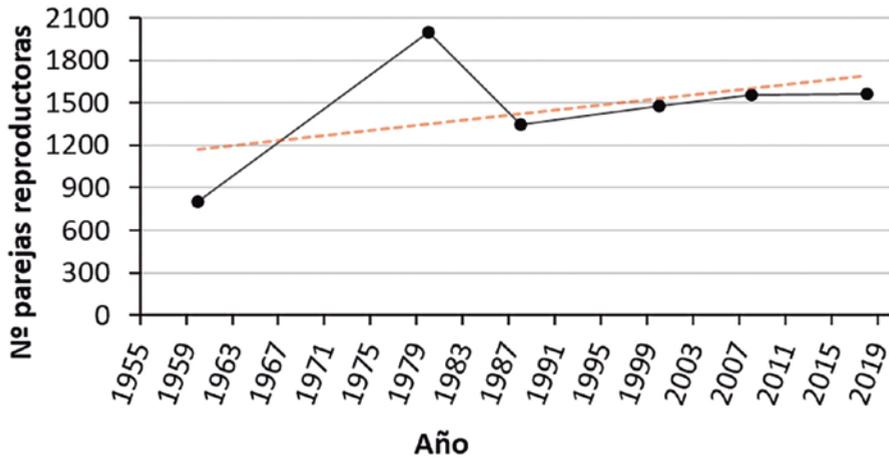


Figura 8. Evolución del número de parejas reproductoras de alimoche común (*Neophron percnopterus*) en España. Fuente: Bijleveld (1974); Garzón (1975); Perea et al. (1990); Del Moral y Martí (2002); Del Moral (2009); Del Moral y Molina (2018).

Por otra parte, España alberga dos núcleos de población de alimoches invernantes, siendo el más numeroso y mejor conocido el que se encuentra en Extremadura, que actualmente cuenta con 120–140 individuos (datos de la Junta de Extremadura; Morant et al., 2020). En las Islas Canarias y las Islas Baleares, las poblaciones son sedentarias y cuentan con un tamaño de 74 y 51 parejas, respectivamente (Del Moral y Molina, 2018).

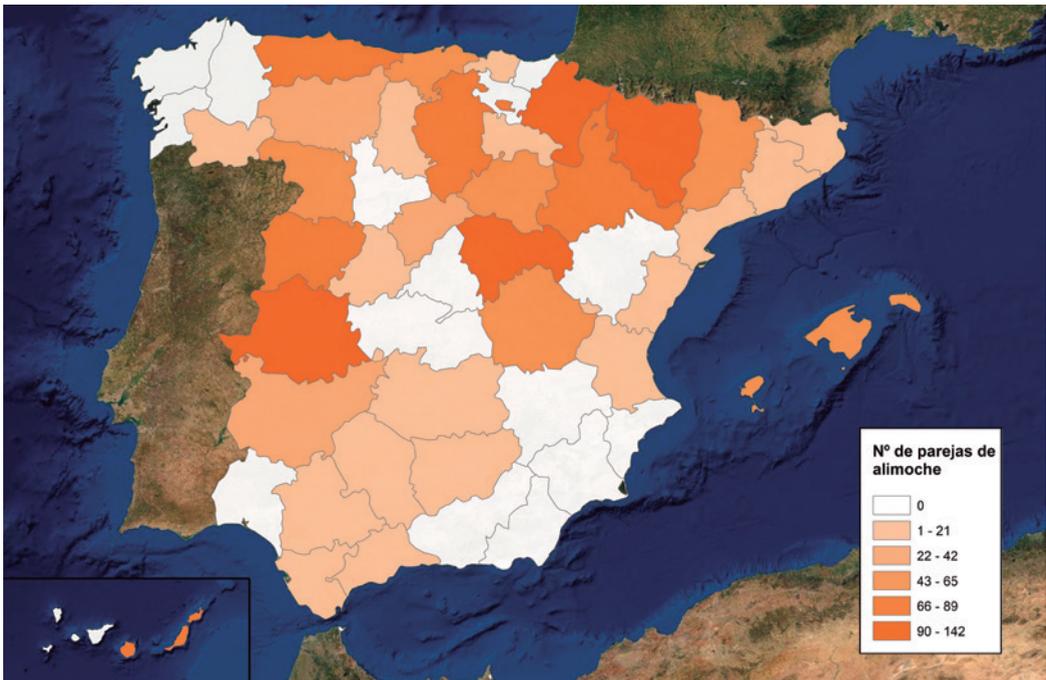


Figura 9. Número de parejas de alimoche común (*Neophron percnopterus*) en España por provincia. Fuente: Del Moral y Molina (2018).

5. HÁBITAT

El alimoche ocupa principalmente terrenos abiertos de llanura o montañosos, en hábitats rocosos y a menudo áridos, desde el nivel del mar hasta los 2.000 m s. n. m. (exceptuando el Cáucaso, el Himalaya y Etiopía, donde puede alcanzar los 3.600, 3.800 y 4.500 m s. n. m., respectivamente) (Cramp y Simmons, 1980; Ferguson-Lees y Christie, 2001).

El hábitat de cría del alimoche se encuentra enmarcado en grandes extensiones de terrenos abiertos, que permiten el forrajeo (Donázar, 1993; Mateo-Tomás y Olea, 2009). Dentro de estas extensiones, la especie está muy ligada a las zonas rocosas, donde sitúa sus nidos en las cavidades de los cortados (Ceballos y Donázar, 1989; Sarà y Di Vittorio, 2003; Mateo-Tomás y Olea, 2009). A pesar de su querencia por los terrenos accidentados, presenta una selección negativa por los lugares con mayor elevación, resultado de la existencia de condiciones climáticas adversas a mayores elevaciones que pueden influir negativamente en la reproducción (Mateo-Tomás y Olea, 2009; Arkumarev *et al.*, 2014; Şen *et al.*, 2017; Rodríguez *et al.*, 2018; Badahur *et al.*, 2019; Panthi *et al.*, 2021). Debido a esto, los nidos se suelen encontrar en el fondo de los valles (Bergier y Cheylan, 1980; Ceballos y Donázar, 1989; Khwarahm *et al.*, 2021), hecho que pone de manifiesto la existencia de cierta tolerancia a la presencia humana en algunas zonas (Ceballos y Donázar, 1989; Mateo-Tomás y Olea, 2009; Badahur *et al.*, 2019). Tal relación con el hombre es, no obstante, variable, puesto que en otros lugares la especie mantiene la distancia con el ser humano, evitando los núcleos de población y las carreteras (Margalida *et al.*, 2007; Mateo-Tomás y Olea, 2009; Tauler-Ametller *et al.*, 2017; Şen *et al.*, 2017). Cerca de las áreas de cría suelen existir zonas de alimentación, como granjas, muladares o vertederos (Liberatori y Penteriani, 2001; Buechley *et al.*, 2018b; García-Alfonso, 2020).

Durante el invierno, el hábitat utilizado por la especie se encuentra más cerca de los lugares con presencia humana, donde existen mayores disponibilidades de alimento (Buechley *et al.*, 2018b; Farashi *et al.*, 2019). Este fenómeno también ocurre en la península ibérica, donde la disponibilidad de alimento es la variable con mayor importancia que define el hábitat de los individuos que pasan los meses fríos en nuestro país, de tal manera que las aves visitan de forma regular lugares donde el alimento es abundante y predecible, como muladares, explotaciones ganaderas, y zonas donde predomina la ganadería extensiva (Congost y Muntaner, 1974; Donázar *et al.*, 2002b; Donázar, 2012; Morant *et al.*, 2020). El seguimiento de individuos invernantes marcados con transmisores GPS mostró que las aves seleccionaban aquellas zonas con disponibilidad de alimento (principalmente zonas con alta densidad de ovejas y cerdos), aunque en este caso, evitaban las áreas cercanas a los pueblos y otras estructuras antrópicas no agro-ganaderas (Morant *et al.*, 2020).

6. ECOLOGÍA TRÓFICA

El alimoche presenta un amplio espectro trófico en comparación con el resto de buitres ibéricos. La dieta de la especie viene determinada por los distintos alimentos que encuentra disponibles durante el forrajeo, siendo por tanto muy variable entre las distintas zonas en las que se ha estudiado su alimentación (Donázar, 1993; Tabla 1). Prácticamente la mitad de los restos de los que se alimenta pertenecen a mamíferos, principalmente de las familias *Leporidae* (Ej. *Oryctolagus cuniculus*, *Lepus spp.*), *Bovidae* (Ej. *Ovis spp.* y *Capra spp.*) y *Canidae* (Ej. *Vulpes vulpes*, *Canis spp.*) (Tabla 1). Las aves también constituyen una parte importante de su alimentación: familias *Phasianidae* (Ej. *Gallus gallus domesticus*, *Alectoris rufa*), *Columbidae* (Ej. *Columba spp.*, *Streptopelia spp.*), *Corvidae* (Ej. *Pica pica*, *Corvus spp.*), *Turdidae* (Ej. *Turdus spp.*) (Tabla 1). El tercer grupo mayoritario que forma parte de su dieta son los reptiles, ya sean serpientes *Colubridae* (Ej. *Natrix natrix*), lagartos *Lacertidae* (Ej. *Lacerta lepida*) e incluso tortugas *Testudinidae* (Ej. *Testudo graeca*), siendo destacable el gran consumo que hacen de estas últimas en zonas como Turquía, Bulgaria y Grecia (Dobrev *et al.*, 2015; Balaban y Yamaç, 2018). También pueden alimentarse de peces, principalmente *Cyprinidae* (Ej. *Cyprinus spp.* y *Barbus spp.*). Otros elementos destacables en la dieta del alimoche son insectos, placentas, huevos de otras aves y excrementos, principalmente de ungulados, aunque también pueden llegar a consumir heces humanas (Donázar y Ceballos, 1988; Negro *et al.*, 2002, Gangoso *et al.*, 2013; Di Vittorio *et al.*, 2017).

Este buitre es bien conocido por su capacidad de hacer uso de objetos para la obtención de comida. A la hora de consumir huevos, sobre todo aquellos de gran tamaño como los de avestruz (*Struthio camelus*), utiliza piedras que selecciona cuidadosamente y que lanza energéticamente contra la cáscara hasta que la rompe y puede acceder al contenido interior (Van Lawick-Goodall y Van Lawick-Goodall, 1966; Alcock, 1970) (Figura 10). Dicho comportamiento no es exclusivo con los huevos de avestruz, sino que puede hacerlo con aquellos de grandes dimensiones, como se ha visto con los de buitre leonado (*Gyps fulvus*) (Barcell, 2015). Los huevos de menor tamaño que puede coger con el pico, los lanza contra el suelo directamente (ej. huevos de pelícano *Pelecanus spp.*; Brown y Urban, 1969). La utilización de herramientas en el caso del alimoche no es una costumbre adquirida ni heredada, sino innata, y que muestran todas las aves, tanto cautivas como salvajes e incluso aquellas que han sido criadas sin sus progenitores (Thouless *et al.*, 1989). Tal hecho queda constatado con experimentos realizados en la población de alimoche canario, que no comparte área de distribución con el avestruz, y en la que algunos individuos han demostrado la capacidad del uso de piedras cuando se les han proporcionado huevos de avestruz (Carrete *et al.*, 2017).

| | CATALUÑA ¹ | ZARAGOZA ² (VALLE DEL EBRO) | NAVARRA ³ | VIZCAYA ⁴ | MÁLAGA ⁵ | CÁDIZ ⁵ (CENTRO) | CÁDIZ ⁵ (SUR) | SICILIA ⁶ | TURQUÍA ⁷ | AZERBAIYÁN ⁸ |
|------------------------------|-----------------------|--|----------------------|----------------------|---------------------|--------------------------------|-----------------------------|----------------------|----------------------|-------------------------|
| <i>Bovidae</i> | 5,29 | | | 16,20 | 12,37 | 6,82 | 7,51 | 10,20 | 16,29 | 1,60 |
| <i>Canidae</i> | 43,29 | 1,65 | 8,65 | 4,23 | 2,15 | 0,51 | 0,81 | 8,84 | 13,96 | 45,20 |
| <i>Cervidae</i> | 1,89 | | | | | 1,52 | 0,20 | | 1,55 | |
| <i>Cricetidae</i> | 0,38 | 0,50 | 0,35 | | | | | | 1,55 | |
| <i>Equidae</i> | 6,99 | | | 2,82 | | | | 0,68 | 1,55 | 0,40 |
| <i>Erinaceidae</i> | | 0,15 | 0,69 | 5,63 | | | 0,81 | 2,04 | 6,98 | |
| <i>Felidae</i> | 4,16 | 0,65 | 3,11 | 4,23 | 2,69 | | 1,62 | 2,04 | 6,20 | 0,20 |
| <i>Gliridae</i> | | 0,04 | | 0,70 | 0,54 | 0,76 | 2,84 | | | |
| <i>Leporidae</i> | 2,46 | 52,42 | 52,25 | 4,23 | 38,71 | 60,86 | 34,48 | 18,37 | 3,88 | 10,50 |
| <i>Leporidae (doméstico)</i> | | 0,42 | 4,50 | | | | | 2,04 | | |
| <i>Muridae</i> | 1,70 | 1,19 | 1,04 | 0,70 | 2,69 | 5,56 | 5,07 | | 2,33 | 4,00 |
| <i>Mustelidae</i> | | 0,04 | 2,08 | 1,41 | 0,54 | | 0,20 | | | 5,00 |
| <i>Procyonidae</i> | | | | | | | | | | 5,00 |
| <i>Sciuridae</i> | | | | | | | | | 0,78 | 4,80 |
| <i>Soricidae</i> | 0,19 | | | | | | | | | |
| <i>Spalacidae</i> | | | | | | | | | 0,78 | |
| <i>Suidae</i> | 0,57 | 0,08 | | | | 0,25 | | | 6,20 | |
| <i>Suidae (doméstico)</i> | 1,32 | | | 2,11 | 8,60 | 1,52 | 1,62 | 4,76 | | |
| <i>Talpidae</i> | | | | 2,11 | | | | | | |
| <i>Viverridae</i> | | | | | 0,54 | | | | | |
| Otros mamíferos | 3,40 | 0,35 | 0,35 | | | | | | 16,28 | |
| TOTAL MAMMALIA | 71,64 | 57,44 | 73,01 | 43,66 | 68,28 | 77,02 | 52,33 | 48,98 | 78,29 | 76,82 |
| <i>Accitripidae</i> | 4,91 | | | 0,70 | | 1,77 | 1,22 | | | |
| <i>Alaudidae</i> | | 0,19 | | | 2,69 | 0,25 | 4,26 | | | |
| <i>Anatidae</i> | | 0,27 | 0,35 | | | 2,27 | 0,81 | 0,68 | | |
| <i>Apodidae</i> | | 0,27 | | | | | 0,61 | | | |
| <i>Ardeidae</i> | | 0,08 | | | | | 1,83 | | | |
| <i>Burhinidae</i> | | 0,04 | | | | 0,76 | 0,20 | | | |
| <i>Charadriidae</i> | | 0,04 | | | | | | | | |
| <i>Ciconiidae</i> | 0,19 | | | | | | 0,61 | | | |
| <i>Columbidae</i> | 0,19 | 3,95 | 6,23 | 2,82 | 4,84 | 5,30 | 2,64 | 8,84 | | |
| <i>Corvidae</i> | 10,21 | 1,65 | 4,84 | 19,72 | 1,08 | | | 8,16 | | |
| <i>Falconidae</i> | | 0,15 | | 0,70 | 1,08 | 0,51 | 0,20 | 0,68 | | |
| <i>Fringillidae</i> | | 0,08 | | | 1,08 | | | | | |

Tabla 1. Porcentaje de presas consumidas por el alimoche común (*Neophron percnopterus*) en distintas poblaciones. Fuente: Cabrera-García et al. (2020)¹; Tella (1991)²; Donázar y Ceballos (1988)³; Hidalgo et al. (2005)⁴; Margalida et al. (2012)⁵; Di Vittorio et al. (2017)⁶; Karimov y Guliyev (2017)⁷ y Balaban y Yamaç (2018)⁸.

| | CATALUNYA ¹ | ZARAGOZA ² (VALLE DEL EBRO) | NAVARRA ³ | VIZCAYA ⁴ | MÁLAGA ⁵ | CÁDIZ ⁵ (CENTRO) | CÁDIZ ⁵ (SUR) | SICILIA ⁶ | TURQUÍA ⁷ | AZERBAIYÁN ⁸ |
|-----------------------------|------------------------|---|----------------------|----------------------|---------------------|--------------------------------|-----------------------------|----------------------|----------------------|-------------------------|
| <i>Hirundinidae</i> | | 0,08 | | | | | | | | |
| <i>Laridae</i> | | 0,19 | | 0,70 | | | 0,20 | | | |
| <i>Meropidae</i> | | 0,08 | 0,35 | | | | 0,20 | | | |
| <i>Motacillidae</i> | | 0,04 | | | | | | | | |
| <i>Muscicapidae</i> | | | | | 1,08 | | 0,20 | | | |
| <i>Passeridae</i> | | 0,58 | 0,35 | | 0,54 | 0,25 | 0,61 | | | |
| <i>Phasianidae</i> | 0,57 | 5,95 | 6,57 | 9,86 | 6,99 | 2,78 | 4,67 | 10,88 | | |
| <i>Picidae</i> | | 0,08 | | 1,41 | | 0,25 | | | | |
| <i>Rallidae</i> | | 0,08 | | | | 0,25 | 0,20 | | | |
| <i>Strigidae</i> | | 0,19 | 1,73 | 0,70 | 1,08 | 1,01 | 0,81 | 0,68 | | |
| <i>Sturnidae</i> | | 0,35 | 0,35 | | | 0,25 | 0,81 | 0,68 | | |
| <i>Turdidae</i> | | 0,15 | | 14,79 | 1,08 | 0,25 | 0,61 | 0,68 | | |
| <i>Upupidae</i> | | 0,23 | | | 0,54 | | | | | |
| Otras aves | 0,76 | 2,42 | 2,08 | | | | | 3,40 | 7,75 | 5,10 |
| TOTAL AVES | 16,82 | 17,11 | 22,84 | 51,41 | 22,04 | 15,91 | 20,69 | 34,69 | 7,75 | 5,15 |
| <i>Cyprinidae</i> | 7,56 | | 0,69 | | 0,54 | 0,25 | | | | |
| Otros peces | 1,32 | 21,14 | 0,35 | | 0,54 | 0,51 | 0,41 | 0,68 | | 0,20 |
| TOTAL ACTINOPTERYGII | 8,88 | 21,14 | 1,04 | | 1,08 | 0,76 | 0,41 | 0,68 | | 0,21 |
| <i>Anguidae</i> | | | | | | | | | | 5,00 |
| <i>Colubridae</i> | | 0,88 | 2,08 | | 3,76 | 3,54 | 6,90 | 3,40 | 1,55 | 3,40 |
| <i>Lacertidae</i> | | 0,96 | 0,35 | | 1,08 | 1,52 | 15,82 | | | |
| <i>Testudinidae</i> | | 0,04 | | | | | 0,41 | | 12,40 | 9,30 |
| Otros reptiles | | 0,12 | | | | | | | | |
| TOTAL REPTILIA | | 2,00 | 2,42 | | 4,84 | 5,05 | 23,12 | 3,40 | 13,95 | 17,60 |
| <i>Bufo</i> | | | 0,69 | | 0,54 | | 2,03 | 3,40 | | 0,20 |
| Otros anfibios | | 0,19 | | | | | | | | |
| TOTAL AMPHIBIA | | 0,19 | 0,69 | | 0,54 | | 2,03 | 3,40 | | 0,21 |
| <i>Dreissenidae</i> | 0,19 | | | | | 0,25 | | | | |
| TOTAL BIVALVIA | 0,19 | | | | | 0,25 | | | | |
| TOTAL INSECTA | | 0,15 | | | | | | | | |
| Excrementos | | | | | 2,69 | 0,51 | 0,41 | 5,44 | | |
| Placenta | | | | | | | | 3,40 | | |
| Otros | 2,46 | 2,15 | | 4,93 | 0,54 | 0,51 | 1,01 | | | |

Tabla 1(Contin.). Porcentaje de presas consumidas por el alimoche común (*Neophron percnopterus*) en distintas poblaciones. Fuente: Cabrera-García et al. (2020)¹; Tella (1991)²; Donázar y Ceballos (1988)³; Hidalgo et al. (2005)⁴; Margalida et al. (2012)⁵; Di Vittorio et al. (2017)⁶; Karimov y Guliyev (2017)⁷ y Balaban y Yamaç (2018)⁸.



Figura 10. Alimoche común (*Neophron percnopterus*) utilizando una piedra para romper la cáscara de un huevo de avestruz (*Struthio camelus*). Autor: Aurora Puerto

Debido a su carácter oportunista, es el buitre ibérico con menor dependencia de las carroñas de ganado doméstico. Hacen un uso muy selectivo de los muladares, entrando de forma irregular en aquellos en los que se arrojan restos de especies de menor tamaño (oveja y cabra), carne y huesos, todo ello debido a dos razones principales: la primera, evitar la competencia con otras aves carroñeras por las que suele ser desplazado; y la segunda, a que se alimenta de restos pequeños (Donázar *et al.*, 2010; Margalida *et al.*, 2012; Moreno-Opo *et al.*, 2015a, 2015b). Se ha comprobado que la existencia de muladares tiene efecto positivo en el éxito reproductor de la población e incluso propician la creación de dormideros comunales en sus inmediaciones (Grande *et al.*, 2009). Sin embargo, la existencia de muladares no implica un mayor uso de los mismos por parte de los alimoche, ya que los individuos en Fuerteventura visitan con más frecuencia fincas con ganado caprino en régimen extensivo (García-Alfonso *et al.*, 2020). De igual forma, la desaparición de una fuente de recursos tróficos utilizada en gran medida por la especie, como el cierre de un vertedero, puede no tener efectos sobre la misma gracias a su capacidad de aprovechar alimentos pequeños y efímeros (Katzenberger *et al.*, 2019). Los vertederos también suelen ser visitados con asiduidad por los alimoche (Cortés-Avizanda *et al.*, 2011; Gangoso *et al.*, 2013), llegándose a crear incluso dormideros en su entorno (Ceballos y Donázar, 1990a; Grande *et al.*, 2009) y nuevos territorios de cría, como ocurre en Cataluña, donde la especie está expandiendo su distribución (Tauler-Ametller *et al.*, 2017).

Las carroñas de ganado procedentes de explotaciones intensivas pueden tener un efecto nocivo en los buitres. La gran cantidad de fármacos de uso veterinario utilizada en este tipo de explotaciones puede transmitirse a lo largo de la cadena trófica, llegando incluso a suponer la muerte de aves necrófagas, como ha ocurrido recientemente en nuestro país (Herrero-Villar *et al.*, 2021). Se han registrado casos de lesiones en las mucosas orales en alimoches en el centro de España, debido a una exposición crónica de antibióticos procedente del consumo de cadáveres de ganado medicado (Blanco *et al.*, 2016; 2017; Pitarch *et al.*, 2017). La exposición continuada a los antibióticos puede alterar la microbiota de las aves, de tal modo que son más propensas a sufrir patologías debidas a microorganismos oportunistas (Blanco *et al.*, 2017; Pitarch *et al.*, 2017). Al comparar la alimentación de pollos de buitre negro, buitre leonado y alimoche entre zonas con alta y baja intensificación ganadera, se observó que existía una mayor proporción de pollos con lesiones orales en las zonas con mayor intensificación, siendo los pollos de alimoche los que tuvieron una menor prevalencia de dichas lesiones, probablemente debido a la mayor diversidad de su dieta en comparación con la del resto de buitres (Blanco *et al.*, 2019).

Durante la explotación de las carroñas por parte de las aves necrófagas, se puede observar cierta jerarquía en función de la especie y la edad de los individuos (Moreno-Opo *et al.*, 2020). Gracias a su tamaño, la especie dominante durante estas congregaciones es el buitre negro (adultos y subadultos), seguido por el buitre leonado y el quebrantahuesos; mientras que el alimoche es el que sufre mayor número de agresiones por parte de las otras especies, principalmente buitres leonados (Moreno-Opo *et al.*, 2020) (Figura 11). Para atenuar esta fuerte competencia interespecífica, se produce una segregación entre las distintas partes de los cadáveres que son consumidas por cada especie, determinada principalmente por la morfología del pico de las aves (Donázar, 1993): los buitres negros consumen mayoritariamente tejidos duros como piel, tendones y músculos; los buitres leonados acceden a las partes internas, consumiendo vísceras y músculos; el alimoche, debido a su cráneo y pico más débil, solo puede aprovechar las partes blandas externas (ojos, lengua, mucosas) y los restos que quedan esparcidos en las cercanías del cadáver; y el quebrantahuesos aprovecha los restos óseos que quedan. En el alimoche, también existe cierta jerarquía intraespecífica en el uso de los lugares de alimentación, condicionada por el tamaño y el sexo de los individuos; de tal modo que los individuos dominantes (hembras) hacen mayor uso de los puntos de alimentación suplementaria, donde el alimento es predecible durante todo el año, y los individuos subdominantes (machos principalmente) visitan con mayor frecuencia las fincas de ganado, donde el alimento es menos predecible y por lo tanto, existe una menor competencia (Van Overveld *et al.*, 2018; García-Alfonso *et al.*, 2020).

La ornamentación que presenta el alimoche, con la piel de la cabeza desprovista de plumas y de color amarillo en las aves adultas, requiere de una cantidad de carotenoides por encima de la que incorpora solo a través del consumo de carne y huesos (Negro *et al.*, 2002). Tal coloración se da gracias al aporte de luteína que obtiene al alimentarse de huevos, y principalmente, de heces de ungulados, como las del ganado bovino (Negro *et al.*, 2002). La ingesta de heces es tan característica por parte de la especie, que en algunos lugares de España se le conoce como "churretero" o "moñiguero" (Perea *et al.*, 1990; Negro *et al.*, 2002). Por el papel de las heces en el aporte de carotenoides y vitaminas, que tienen un importante efecto antioxidante, las poblaciones que usan mayoritariamente los vertederos y alimentan a sus pollos con residuos domésticos pueden verse afectadas, puesto que éstos presentan en su dieta una menor cantidad de dichas sustancias (Tauler-Ametller *et al.*, 2019).



Figura 11. Alimoche común (*Neophron percnopterus*) en carroñada junto a buitres leonado (*Gyps fulvus*) y buitres negro (*Aegypius monachus*). Autor: Ángel Sánchez.

Al igual que otras especies necrófagas, el alimoche tiene un papel importante como proveedor de servicios ecosistémicos consistentes en la eliminación de biomasa en la naturaleza (Morales-Reyes *et al.*, 2015; Donázar *et al.*, 2016). Tras la aparición de la encefalopatía esponjiforme bovina (EEB) en 2001, la Comisión Europea (CE) prohibió el abandono de ganado muerto en el campo (Reglamento (CE) nº 1774/2002). La sustitución de los servicios ofrecidos por los carroñeros por la recogida y transporte de los cadáveres a las plantas de eliminación supuso la emisión de 77.344 toneladas métricas de CO₂/año y un coste de cerca de 50 millones de euros a las compañías de seguros (Morales-Reyes *et al.*, 2015). En el archipiélago de Socotra (Yemen) se han estudiado individualmente los servicios ecosistémicos proporcionados por el alimoche, estimándose que la especie elimina al año entre el 17 % y 22 % del total de los residuos orgánicos producidos en la región (Gangoso *et al.*, 2013).

7. BIOLOGÍA REPRODUCTORA

El alimoche inicia la actividad reproductora tras su llegada a las zonas de reproducción, donde se comienzan a ver los vuelos de cortejo y cópulas entre mediados de marzo y abril (Donázar *et al.*, 1994) (Figura 12). En el transcurso del cortejo, los miembros de la pareja realizan vuelos festoneados, con picados, pudiendo llegar a unir las garras durante ellos (Elósegui, 1989; Donázar, 1993). La pareja empieza el aporte de material al nido 3 semanas antes de la incubación, e inicia las cópulas 25 días antes de la puesta, alcanzando la tasa máxima de cópulas en los días previos a la puesta del primer huevo (Morant *et al.*, 2019) (Figura 12). El

alimoche se considera una de las aves con mayor tasa de cópulas, con más de 20 cópulas por hembra y puesta (Donázar *et al.*, 1994). Las puestas, que se producen entre principios de abril y mitad de mayo (Liberatori y Penteriani, 2001; Arkumarev *et al.*, 2018) (Figura 12), suelen ser de 1 o 2 huevos (casos excepcionales las de 3; Elósegui, 1989) existiendo un intervalo de 3-4 días entre la puesta del primero y la del segundo, pudiendo darse de forma menos común una asincronía de hasta 8 días (Cramp y Simmons, 1980; Mendelssohn y Leshem, 1983; Donázar *et al.*, 1994; Milchev y Georgiev, 2014). Se pueden llegar a producir puestas de reposición en caso de pérdida (Brosset, 1961; Martínez y Blanco, 2002). El tamaño promedio de los huevos – de color blanco-cremoso con manchas pardas-rojizas –, es de 67,2 mm de altura y 48,3 mm de anchura, con un peso medio de 85 gr (Abuladze y Shergalin, 1998). La eclosión se produce tras 42 días de incubación, dándose por lo general entre la segunda quincena de mayo y la primera de junio, pudiendo alargarse en ciertos casos hasta inicios de julio (Rodríguez-Jiménez y Balcells, 1968; Elósegui, 1989; Fernández, 1994; Arkumarev *et al.*, 2018) (Figura 12). Si los dos pollos nacen con una diferencia importante de días, el más joven suele morir antes de alcanzar los 7-14 días de edad (Mendelssohn y Leshem 1983; Donázar y Ceballos, 1989). Finalmente, los juveniles inician sus primeros vuelos a los 77 días de edad (Rodríguez-Jiménez y Balcells, 1968; Ceballos y Donázar, 1988; Arkumarev *et al.*, 2018) (Figura 12). Tanto adultos como juveniles inician la migración principalmente en el mes de septiembre (Ceballos y Donázar, 1988; López-López *et al.*, 2014a).

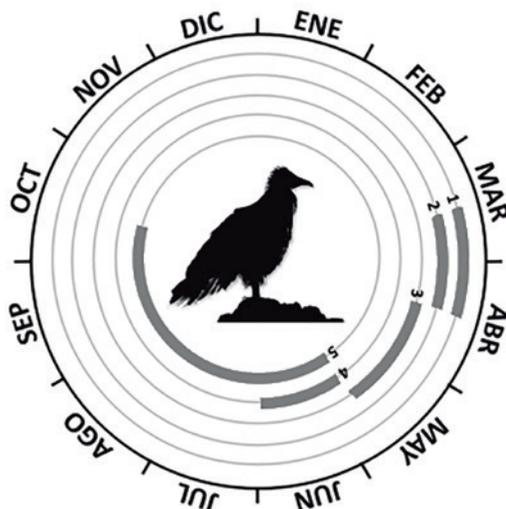


Figura 12. Fenología reproductora del alimoche común (*Neophron percnopterus*). 1: Cortejo, 2: Cópula, 3: Puesta e incubación, 4: Eclosión, 5: Estancia de los pollos en el nido.

Especie de hábitos rupícolas, sitúa sus nidos en huecos disponibles en cantiles de diversa litología y tanto de origen fluvial como serrano (Perea *et al.*, 1990; Donázar, 1993). De forma excepcional, se han encontrado nidos en árbol (Irby, 1879; Perea *et al.*, 1990), tendido eléctrico (datos de la Junta de Extremadura) o incluso en el suelo (Gangoso y Palacios, 2005). Por su parte, la subespecie *N. p. ginginianus* parece situar de forma más común los nidos en árboles altos en la India, e incluso en antiguos monumentos históricos y templos (Mishra *et al.*, 2017; 2018). En la península ibérica, la altitud a la que se encuentran los nidos oscila entre los 0

y 1.800 m s. n. m —nidificando la mayoría de parejas entre los 500 y 1.100 m s. n. m.—, y la orientación predominante de los mismos suele ser hacia el sur, sureste o suroeste (Ceballos y Donázar, 1988; Donázar, 1993; Perea *et al.*, 1990; García-Ripollés y López-López, 2006). Mantienen varios nidos en su territorio (1-5 nidos por territorio; Zuberogoitia *et al.*, 2008), que suelen reutilizar en distintas temporadas de cría (Donázar, 1993; Fernández, 1994). Los nidos pueden ser ocupados a lo largo de sucesivas generaciones, teniéndose registro de un nido en Fuerteventura ocupado durante 115 años (Ramírez *et al.*, 2016). Los adultos construyen el nido con ramas, y lo recubren con lana y otros materiales, incluso restos de basura (Noval, 1975; Mishra *et al.*, 2017) (Figura 13). Cabe destacar de nuevo la utilización de herramientas por parte del alimoche, puesto que se han observado individuos sirviéndose de pequeñas ramas para recoger lana y transportarla a los nidos (Stoyanova *et al.*, 2010). En los nidos se suele producir un acúmulo de los restos de presas que los progenitores aportan a sus crías, de tal manera que se pueden encontrar desde huesos hasta caparazones de tortugas en los mismos (Lloveras *et al.*, 2014; Sanchis-Serra *et al.*, 2014; Dobrev *et al.*, 2015). Los nidos son de gran tamaño, llegando a oscilar entre los 70 y 200 cm de diámetro y entre los 10 y 70 cm de grosor (Terrasse *et al.*, 1961; Dement'ev *et al.*, 1966; Géroutet, 1964; Cramp y Simmons, 1980; Renaudin *et al.*, 1984).

El alimoche —con una longevidad que puede llegar hasta los 29 años en libertad e incluso hasta los 37 en cautividad (Del Hoyo *et al.*, 1994; Donázar y Margalida, 2021)—, alcanza la edad reproductora a los 7 años, tanto machos como hembras (Sanz-Aguilar *et al.*, 2017). Las parejas se forman de por vida, y el vínculo parece estar formado antes de que las aves lleguen a los lugares de cría (Cramp y Simmons, 1980). Aunque la monogamia es lo común en la especie, al igual que en el quebrantahuesos, también se pueden formar tríos poliándricos, compuestos por una hembra y dos machos (Donázar, 1993; Tella, 1993). La poliandria —de carácter cooperativo, ya que ambos machos copulan con la hembra y participan en todas las tareas del período reproductivo—, se cree que puede deberse a una reducción de la capacidad de carga del medio, puesto que estas unidades reproductivas se han dado en subpoblaciones con alta densidad de individuos (Donázar, 1993).

Durante el período reproductivo, ambos sexos invierten un esfuerzo parental similar, pudiéndose observar una variación del grado de intensidad de los cuidados parentales durante esta etapa, que sugiere la existencia de una especialización de cada uno de los sexos en las distintas actividades (Morant *et al.*, 2019): mientras que las hembras se implican más en la incubación y volteo de los huevos, los machos realizan una mayor entrega de material al nido. Ambos sexos asisten y alimentan a los pollos con la misma frecuencia (Morant *et al.*, 2019). Los pollos son acompañados continuamente por uno de los padres durante el primer mes de vida, y a partir de la tercera semana —cuando los pollos ya presentan capacidad termorreguladora y aumentan sus requerimientos energéticos—, reducen el tiempo que pasan con las crías en el nido (Moran *et al.*, 2019). Tras el abandono del nido por parte de los pollos, la frecuencia de alimentación de los progenitores a sus crías disminuye, y comienzan las persecuciones de los volantones a sus padres, demandando alimento (Ceballos y Donázar, 1990b). Durante este período y a edades tan tempranas como a los 86 días, los volantones son capaces de obtener alimento por sí mismos, ya sea encontrando animales muertos o haciendo incursiones a nidos ajenos para demandar alimento a otros adultos (Donázar y Ceballos, 1990a; 1990b).



Figura 13. Alimoche común (*Neophron percnopterus*) recogiendo restos de lana para la construcción del nido. Autor: Ángel Sánchez.

| COMUNIDAD | Nº PAREJAS SEGUIDAS | Nº DE POLLOS QUE VUELAN | PRODUCTIVIDAD | ÉXITO REPRODUCTOR | TASA DE VUELO |
|----------------------|---------------------|-------------------------|---------------|-------------------|---------------|
| Andalucía | 24 | 20 | 0,83 | 0,91 | 1,11 |
| Aragón | 181 | 147 | 0,81 | 0,98 | 1,13 |
| Asturias | 42 | 47 | 1,12 | 1,12 | 1,18 |
| Canarias | 74 | 44 | 0,59 | 0,69 | 1,13 |
| Cantabria | 52 | 39 | 0,75 | 1,03 | 1,03 |
| Castilla y León | 210 | 149 | 0,71 | 0,80 | 1,11 |
| Castilla - La Mancha | - | - | - | - | - |
| Cataluña | 27 | 23 | 0,85 | 1,00 | 1,10 |
| Comunidad Valenciana | 16 | 15 | 0,94 | 0,94 | 1,00 |
| Extremadura | 152 | 111 | 0,73 | 0,91 | 1,10 |
| Galicia | 2 | 3 | 1,50 | 1,50 | 1,50 |
| Islas Baleares | 24 | 22 | 0,92 | 1,22 | 1,22 |
| La Rioja | 8 | 8 | 1,00 | 1,00 | 1,14 |
| Madrid | - | - | - | - | - |
| Navarra | 22 | 21 | 0,95 | 1,17 | 1,31 |
| País Vasco | 48 | 39 | 0,80 | 0,89 | 1,05 |

Tabla 2. Parámetros reproductores del alimoche común (*Neophron percnopterus*) obtenidos a partir del censo de 2018 en España por comunidad autónoma. Fuente: Del Moral y Molina (2018).

La productividad de la especie ha sido estudiada en diversas zonas a lo largo de su rango de distribución (Liberatori y Penteriani, 2001; Sarà y Vittorio, 2003; Milchev y Georgiev, 2014; Grubač *et al.*, 2014; Oppel *et al.*, 2017; Balaban y Yamaç, 2018; Arkumarev *et al.*, 2018). En el caso de España, los parámetros reproductores han variado en los distintos censos nacionales que se han realizado. En el censo del año 2000, la productividad media por pareja fue de 0,88 (nº de pollos volados/nº parejas con seguimiento), el éxito reproductivo de 1,03 (nº pollos volados/nº parejas reproductoras) y la tasa de vuelo de 1,19 (nº de pollos volados/nº de parejas en las que vuelan pollos). Estos valores se redujeron en el censo de 2008 (productividad: 0,65, éxito reproductivo: 0,88, tasa de vuelo: 1,12; Del Moral, 2009) y aumentaron ligeramente en el de 2018 (productividad: 0,78, éxito reproductivo: 0,91, tasa de vuelo: 1,12; Del Moral y Molina, 2018). En este último censo, las productividades mínimas se han dado en Canarias, Castilla y León y Extremadura; mientras que las máximas se han registrado en Galicia, Asturias y La Rioja, teniendo en cuenta que la comunidad gallega solo ha albergado 2 parejas (Del Moral y Molina, 2018)(Tabla 2).

8. MOVIMIENTOS

El alimoche común se caracteriza por ser principalmente migrador en el Paleártico occidental, mientras que las poblaciones orientales (India, Arabia Saudí) y algunas africanas (Etiopía, Sudán, Chad, Nigeria, Argelia, Malí y Cabo Verde), son sedentarias (Cramp y Simmons, 1980; BirdLife International, 2021a). En España, también se puede encontrar poblaciones sedentarias de alimoche en Menorca (Islas Baleares) y Fuerteventura y Lanzarote, e invernantes en Cáceres (Extremadura) y el entorno de Doñana (Andalucía) (Donázar, 2012, Sanz-Aguilar *et al.*, 2015; Morant *et al.*, 2020; BirdLife International, 2021a). El resto de individuos, migradores transaharianos, se pueden agrupar en dos grandes subpoblaciones en función de los rangos de reproducción que tienen (Buechley *et al.*, 2020): la subpoblación de Europa Occidental, que alberga individuos que crían en España, Portugal y Francia e invernán en zonas de Mauritania mayoritariamente, pero también en Malí, Senegal y Gambia; y la subpoblación del Este, que comprende los territorios de cría de la especie en Italia, los Balcanes (Albania, Bulgaria, Grecia, Macedonia del Norte), Oriente Medio (Turquía, Israel) y el Cáucaso (noreste de Turquía, Armenia, Georgia, Azerbaiyán, noreste de Irán, provincia rusa de Daguestán), y cuyos cuarteles de invernada se encuentran principalmente en Etiopía, Chad, Sudán y Yemen. Las zonas de reproducción se encuentran conectadas con las de invernada a través de cuatro rutas migratorias principales (Figura 14):

1. Ruta Occidental: se trata de la ruta seguida por aquellas aves que se reproducen en Portugal, España y sur de Francia y que llegan hasta sus zonas de invernada en África cruzando el estrecho de Gibraltar (Meyburg *et al.*, 2004; Martín *et al.*, 2016; Panuccio *et al.*, 2016). Los alimoches que siguen esta ruta muestran una migración en "sentido de las agujas del reloj", puesto que las rutas que toman en otoño son más orientales que las de primavera, que se encuentran más cercanas a la costa oeste del continente africano (López-López *et al.*, 2014a).
2. Ruta del Mediterráneo: las aves reproductoras en Italia atraviesan el mar Mediterráneo a través de Sicilia, hasta llegar a África a través de la costa de Túnez (Buechley *et al.*, 2020). Algunos individuos pueden hacer este paso a través de la isla de Malta (Beaman y Galea, 1974).

3. Ruta de los Balcanes: algunas de las aves que tienen sus territorios de cría en los Balcanes, pueden cruzar el Mediterráneo a través del Peloponeso o las Islas Cícladas, llegando a Creta y alcanzando África a través de las costas de Libia y Egipto (Buechley et al., 2018a; 2020).
4. Ruta de Oriente Medio: es la que siguen la mayoría de individuos reproductores en los Balcanes, el Cáucaso y Oriente Medio. Las aves más occidentales cruzan el Bósforo, y junto al resto de individuos, atraviesan todo el territorio de Oriente Medio hasta llegar al mar Rojo, donde pueden cruzar directamente a través del canal y el golfo de Suez, o pueden bajar siguiendo la costa y cruzar a través del estrecho de Mandeb (Cameron et al., 1967; Leshem y Yom-Tom, 1996; Arslan-gündođdu et al., 2018; Buechley et al., 2018a). Al igual que con los individuos de la ruta migratoria Occidental, los alimoches en esta ruta también muestran una migración en “sentido de las agujas del reloj”, tomando principalmente durante las migraciones postnupciales la ruta que pasa a través del estrecho de Mandeb, y cruzando el canal de Suez en las migraciones prenupciales (Buechley et al., 2018a; 2018b; Phipps et al., 2019; Buechley et al., 2020).

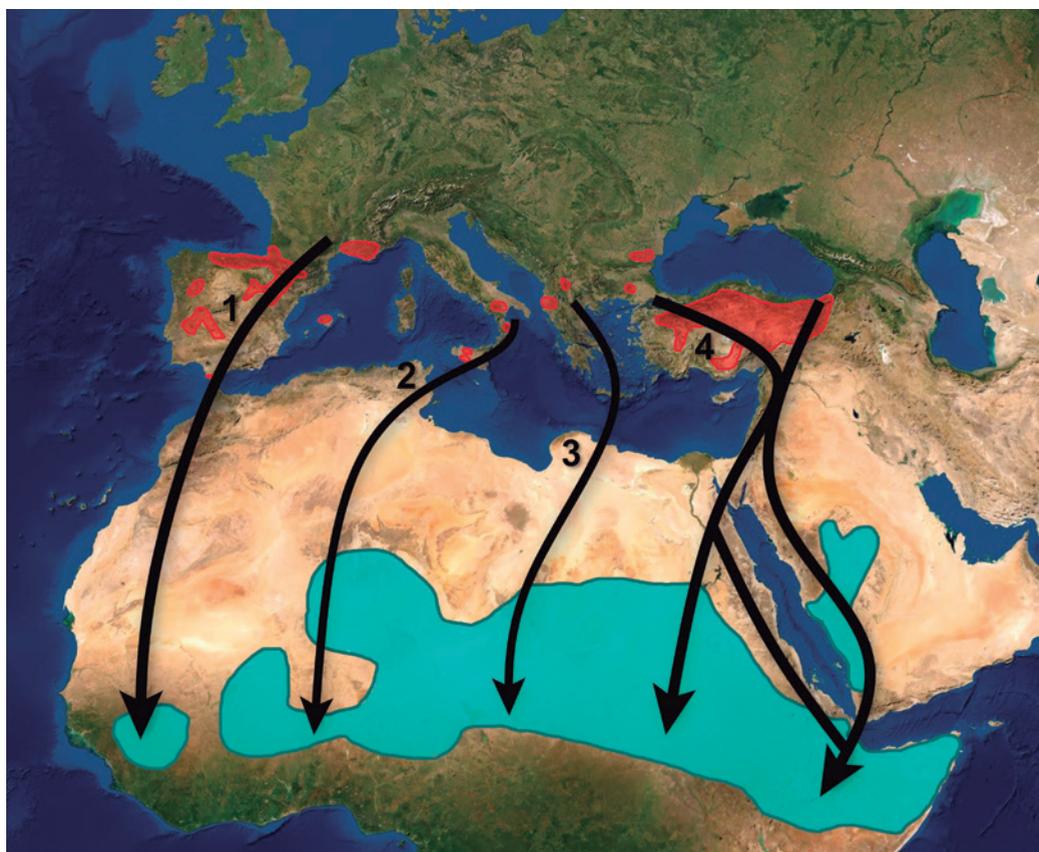


Figura 14. Rutas migratorias del alimoche común (*Neophron percnopterus*) en el Paleártico Occidental. 1. Ruta Occidental; 2. Ruta del Mediterráneo, 3. Ruta de los Balcanes, 4. Ruta de Oriente Medio. Rojo: Zonas de reproducción, Azul: Zonas de invernada.

Las migraciones de larga de distancia que realizan los alimoches presentan un coste directo en la supervivencia de las aves, puesto que las posibilidades de supervivencia son menores durante los períodos migratorios que durante los de cría y de invernada (Buechley *et al.*, 2020). El cruce del mar Mediterráneo es la barrera natural con más influencia en la supervivencia de la especie, principalmente en individuos jóvenes e inexpertos, que son los que sufren mayor mortalidad en su primera migración otoñal (Buechley *et al.*, 2020). Las aves jóvenes, sobre todo aquellas nacidas en los Balcanes, intentan volar hacia el sur sobre el mar Mediterráneo, pero solo 1 de cada 10 sobreviven a esta ruta (Oppel *et al.*, 2015). Este hecho queda remarcado por las mayores tasas de supervivencia que presentan los alimoches sedentarios pertenecientes a poblaciones insulares, como las de Canarias o Menorca, en comparación con las de poblaciones migradoras como las del Ebro o Andalucía (Sanz-Aguilar *et al.*, 2015).

La especie suele presentar comportamiento filopátrico, con los individuos dispersantes reclutados como reproductores en zonas cercanas a su lugar de nacimiento, teniendo dispersiones natales de 48 km de mediana (rango 0–656 km), siendo las hembras las que se dispersan a mayor distancia de sus zonas natales que los machos (hembras: mediana 71,7 km, rango 6–656 km; machos: mediana 28,5 km, rango 0–260,6 km) (Serrano *et al.*, 2021). La distancia de dispersión puede diferir entre las distintas poblaciones reproductoras, puesto que se ha observado que varía inversamente con la densidad de la población, lo que puede sugerir que las aves perciben la abundancia de congéneres como señal de calidad del hábitat (Serrano *et al.*, 2021). A pesar de todo ello, también se pueden dar casos de comportamientos no filopátricos, donde los individuos hacen movimientos dispersivos a larga distancia, como ha ocurrido con un individuo marcado en Vizcaya (España) e instalado en Francia como reproductor (Elorriaga *et al.*, 2009); o uno marcado en el gran cañón del Verdon (Francia) y observado en Nebrodi (norte de Sicilia) (Di Vittorio *et al.*, 2016).

Los movimientos que realizan los alimoches una vez que llegan a sus territorios tanto de invernada como de reproducción —y por los que muestran una gran fidelidad año tras año—, difieren en función de la disponibilidad y la predictibilidad de alimento (López-López *et al.*, 2014b). Durante el forrajeo, en las zonas de invernada en África siguen patrones de búsqueda brownianos, consistentes en movimientos aleatorios para la búsqueda de alimento, puesto que este es abundante y predecible; mientras que en las zonas de reproducción, los movimientos de los alimoches se ajustan más a patrones de búsqueda Lévy, en los que combinan un número elevado de pequeños desplazamientos y movimientos a larga distancia, siendo más óptimos en casos en los que los recursos alimenticios se encuentran distribuidos de forma escasa e impredecible (López-López *et al.*, 2013; Vidal-Mateo *et al.*, 2022). Estos patrones de búsqueda determinan por tanto la extensión que tienen las áreas de campeo de las aves, con áreas más pequeñas durante los períodos reproductivos (Densidad de Kernel 95 %: $1.251 \pm 2.418 \text{ km}^2$) en comparación con las de la invernada (DK95 %: $4.101 \pm 3.031 \text{ km}^2$) (Morant, 2022). En el caso de los individuos sedentarios que transcurren los meses de invierno en la península ibérica, el área de campeo se reduce mucho más, alcanzando extensiones de $211 \pm 564 \text{ km}^2$ (Morant, 2022), gracias a que minimizan los desplazamientos diarios que realizan a través de la concentración en dormitorios cercanos a fuentes de alimentación (Morant *et al.*, 2020).

A pesar de ser una especie principalmente solitaria en el periodo reproductor, el alimoche presenta comportamientos sociales, como la formación de dormideros, tanto en los periodos invernales como estivales (Ceballos y Donázar, 1990a; Arkumarev *et al.*, 2014; Morant *et al.*, 2020). Los dormideros son visitados tanto por individuos reproductores con territorios situados hasta a 25 km, así como por individuos no reproductores que han nacido en zonas lejanas a ellos (Donázar *et al.*, 1996). En el caso de aves no emparejadas, la visita con frecuencia de estos puntos puede favorecer la formación de parejas o el reemplazo de otras (Blanco y Tella, 1999; Carrete *et al.*, 2007). Las aves reproductoras pueden visitar estos lugares para optimizar el forrajeo en la búsqueda de alimento, o tras un fracaso en la reproducción (Margalida y Boudet, 2003). Los dormideros, que pueden darse en pinares, alamedas, cortados o incluso en estructuras antrópicas como torres de alta tensión y de comunicaciones, se forman en lugares cercanos a zonas con disponibilidad de alimento (Ceballos y Donázar, 1990a; Arkumarev *et al.*, 2014; Van Overveld *et al.*, 2020; Morant *et al.*, 2020; García-Alfonso *et al.*, 2021). En los dormideros estivales, la proporción de individuos adultos frente al número de individuos inmaduros varía a lo largo de la temporada: entre los meses de marzo y julio, el número de adultos va aumentando, mientras que el número de inmaduros lo hace a partir de mayo-junio, debido probablemente a la llegada tardía de estos individuos menos experimentados (Ceballos y Donázar, 1990a; Margalida y Boudet, 2003). Los juveniles del año también se incorporan a los dormideros a finales de agosto y principios de septiembre (Ceballos y Donázar, 1990a). En rasgos generales, en la península ibérica los ejemplares adultos constituyen entre el 35–50 % de los individuos en los dormideros estivales (Donázar *et al.*, 1996), y el 76 % en el caso de los invernales (Morant, 2022).

9. ESTATUS Y CONSERVACIÓN

El alimoche se encuentra bajo el amparo de diversas directivas y tratados internacionales. A nivel europeo, la especie está incluida en el Anexo I de la *Directiva Aves* de la Unión Europea (2009/147/EC UE *Directiva Aves*), en el que se recogen especies en peligro de extinción, vulnerables a la modificación de sus hábitats, que son consideradas raras por sus poblaciones pequeñas o restringidas localmente y que requieren una atención particular por razones de especificidad de hábitat. También está incluida en el Anexo II del *Convenio de Berna*, que incluye todas aquellas especies que requieren medidas específicas de conservación del hábitat; y en el Anexo II de la *Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres* (CITES). Al estar incluida en CITES, a nivel europeo se encuentra protegida por el *Reglamento (UE) nº 1320/2014 de la Comisión de 1 de diciembre de 2014, que modifica el Reglamento (CE) nº 338/97 del Consejo, relativo a la protección de especies de la fauna y flora silvestres mediante el control de su comercio*. De igual forma se encuentra en el Anexo I de la *Convención sobre la Conservación de las Especies Migratorias* (CMS) (también conocida como *Convenio de Bonn*) junto a otras especies que están amenazadas y deben de ser protegidas por aquellas miembros de la Convención cuyos territorios se encuentren en el área de distribución de dichas especies.

La especie está catalogada a nivel global como “En Peligro” (EN) en la *Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza* (UICN), con tendencias decrecientes a lo largo de toda su área de distribución (BirdLife International, 2021a). A nivel europeo

se encuentra como “Vulnerable” (VU), estimándose que la población se ha reducido un 10 % en los últimos 40 años (BirdLife International, 2021b). En España, el *Libro Rojo de las Aves de España* publicado en 2004, indica que la población peninsular y de Baleares se encuentra en “En Peligro” (EN A4ac) (Donázar, 2004), mientras que la población de alimoche canario se encuentra “En Peligro Crítico” (CR C2a(ii); c.D) (Palacios, 2004). En la revisión del *Libro Rojo de las Aves de España*, ambas poblaciones han visto mejorado su estado de conservación, ostentando la población peninsular y de Baleares el estatus de “Vulnerable” (VU C1) y la de Canarias el de “En Peligro” (Donázar y Orueta, 2021). El *Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial* y el *Catálogo Español de Especies Amenazadas* sitúan la subespecie nominal como “Vulnerable”, mientras que al guirre lo catalogan como “En Peligro de Extinción” (Gobierno de España, 2011). Al igual que en diversas comunidades, donde la especie se encuentra evaluada y protegida a través de planes de conservación desarrollados por los gobiernos regionales (Tabla 3), en Extremadura se encuentra catalogada como “Vulnerable” en el *Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Extremadura* (Junta de Extremadura, 2018).

La mayor amenaza a la que se enfrenta el alimoche a lo largo de todo su rango de distribución, al igual que el resto de aves carroñeras, es la intoxicación por veneno o productos veterinarios (Hernández y Margalida, 2009; Dhananjayan *et al.*, 2011; Ogada *et al.*, 2012; 2016; Blanco *et al.*, 2017; Opper *et al.*, 2021). Por otra parte, las infraestructuras eléctricas, que suelen ser utilizadas por la especie para posarse e incluso establecer dormideros, suponen también un gran peligro debido a electrocuciones y choques con las mismas (Palacios, 2000; Gangoso y Palacios, 2002; Angelov, 2013; Saravia *et al.*, 2016; García-Alfonso *et al.*, 2021; Opper *et al.*, 2021) (Figura 15). Las colisiones con turbinas eólicas y las perturbaciones por actividades humanas, también suponen una gran amenaza para las aves (Zuberogoitia *et al.*, 2008; Carrete *et al.*, 2009; Tellería, 2009; Sanz-Aguilar *et al.*, 2015; Donázar *et al.*, 2018). Por último, la reducción general de la disponibilidad de alimento, que se está produciendo por distintos factores (ej. políticas biosanitarias en Europa, reducción de la ganadería extensiva, cierre de muladares y basureros), también se considera otro factor de amenaza que hace peligrar el estatus de conservación de la especie (Iñigo *et al.*, 2008; Donázar y Orueta, 2021). Con todo ello, *El Plan de Acción Europeo para el Alimoche en la Unión Europea* señala estas amenazas como prioritarias, y establece objetivos y medidas de conservación que se deben tomar para evitar la extinción de la especie en su área de distribución europea (Iñigo *et al.*, 2008).

| COMUNIDAD AUTÓNOMA | ESTATUS | PLAN |
|-----------------------------|-------------------------|---|
| Andalucía | En Peligro de Extinción | Acuerdo de 18 de enero de 2011, del Consejo de Gobierno, por el que se aprueban los planes de recuperación y conservación de determinadas especies silvestres y hábitats protegidos. Plan de recuperación y conservación de las aves necrófagas. |
| Aragón | Vulnerable | - |
| Asturias | De Interés Especial | Decreto 135/2001, de 29 de noviembre, por el que se aprueba el Plan de Manejo del Alimoche Común (<i>Neophron percnopterus</i>) |
| Baleares | Vulnerable | Resolució del conseller de Medi Ambient de 14 de juliol de 2009 per la qual s'aproven el pla de reintroducció d'àguila coabarrada <i>Hieraetus fasciatus</i> ; el pla de recuperació d' <i>Euphorbia margalidiana</i> i els plans de conservació de la tortuga mora <i>Testudo graeca</i> i de la miloca <i>Neophron percnopterus</i> . |
| Canarias | En Peligro de Extinción | Decreto 183/2006, de 12 de diciembre, por el que se aprueba el Plan de Recuperación del Guirre (<i>Neophron percnopterus</i>) |
| Cantabria | Vulnerable | - |
| Castilla-La Mancha | Vulnerable | - |
| Euskadi | Vulnerable | Plan Conjunto de Gestión de las aves necrófagas de interés comunitario de la Comunidad Autónoma del País Vasco, suscrito por la Administración General del País Vasco y las Diputaciones Forales de Álava-Araba, Bizkaia y Gipuzkoa (2015) |
| Extremadura | Vulnerable | - |
| Galicia | Vulnerable | - |
| Comunidad de Madrid | En Peligro de Extinción | - |
| Región de Murcia | Extinta | - |
| Navarra | Vulnerable | - |
| La Rioja | - | Decreto 55/2014, de 19 de diciembre, por el que se aprueban los Planes de Gestión de determinadas Especies de la Flora y Fauna Silvestre Catalogadas como Amenazadas en la Comunidad Autónoma de La Rioja. |
| Comunidad Valenciana | Vulnerable | - |

Tabla 3. Estatus y planes de gestión del alimoche (*Neophron percnopterus*) en las diferentes comunidades autónomas españolas.



Figura 15. Alimoche común (*Neophron percnopterus*) posado sobre torre eléctrica. Autor: Ángel Sánchez.

II. EL ALIMOCHÉ COMÚN (*Neophron percnopterus*) EN EXTREMADURA

1. DISTRIBUCIÓN

1.1. INTRODUCCIÓN

La distribución de una especie indica su ubicación espacial y el área en la que se encuentra, estando influenciada por condiciones ambientales bióticas y abióticas (Smith y Smith, 2006; Hughes *et al.*, 1997; Westgate *et al.*, 2014). Entre los factores bióticos podemos encontrar interacciones intra e interespecíficas, historias vitales y demografía (Flux, 2008; Benton, 2009; Wiens, 2011); mientras que las condiciones climáticas como la temperatura, humedad y disponibilidad de macro y micronutrientes son los ejemplos más comunes y representativos de factores abióticos (Guisan y Thuiller, 2005).

La distribución de los individuos de una población se ve reflejada en la densidad, de tal forma que se pueden producir distribuciones uniformes, al azar o agrupadas (Smith y Smith, 2006). Los patrones uniformes generalmente se dan en poblaciones en las que los individuos son territoriales y los recursos se encuentran distribuidos regularmente, mientras que los patrones agregados muestran una concentración de recursos (ej. nutrientes, lugares de nidificación, agua) en parches, de tal modo que los individuos viven en altas densidades en estas zonas (Molles, 2016). Por ello, los análisis de densidad son de gran importancia, puesto que permiten detectar áreas en las cuales se concentran las especies, y que, por lo tanto, constituyen zonas de gran valor para la conservación de sus poblaciones.

El estudio de los patrones de distribución tiene un gran potencial para proporcionar información que puede ser útil en el manejo de especies, y puede servir de ayuda a la hora de crear políticas de conservación (Guisan y Thuiller, 2005). La distribución de las especies está marcada por una serie de factores, cuyo análisis genera modelos de distribución, que señalan aquellas características que determinan el nicho realizado de una especie (Peterson y Soberón, 2012) y acaban ofreciendo herramientas importantes para la conservación y gestión de la misma (Jiménez-Valverde y Lobo, 2007).

1.2. METODOLOGÍA

1.2.1. Censo de la especie

Los datos utilizados han sido los proporcionados por la Dirección General de Sostenibilidad de la Junta de Extremadura, que se han obtenido a través de la realización de censos anuales durante el periodo comprendido entre los años 2005 y 2019. Metodológicamente, los censos están organizados en Unidades Territoriales de Vigilancia (UTV), existiendo un total de 10 UTV. Los objetivos de estos censos son los siguientes:

1. Localizar y revisar las plataformas de las especies objeto de censo.

2. Obtener el número de plataformas ocupadas.
3. Obtener el número de parejas que inician la reproducción.
4. Obtener el éxito reproductor de las parejas que inician la reproducción.

Cada censo anual es desglosado en dos periodos, que se corresponden con dos visitas:

- **Primer periodo:** incluye la localización de las parejas y sus plataformas, así como la verificación de la ocupación de los nidos. Se realiza en los meses de marzo y abril.
- **Segundo periodo:** abarca desde la eclosión de los huevos hasta que los pollos vuelan. Se determina el éxito reproductor de las parejas que empezaron la reproducción. Se lleva a cabo en los meses de junio y julio.

Aunque en casos específicos se puede disponer de una información más amplia, se han considerado como esenciales las siguientes variables:

- **IDAVE:** código de identificación que se le asigna a cada pareja.
- **IDPAR:** código de identificación que se le asigna a cada una de las plataformas de una pareja.
- **Estatus reproductor:** indica si la plataforma está o no ocupada. En él, hay que anotar alguna de las siguientes situaciones:
 - Pareja segura (PS): cuando se tiene la certeza absoluta de que la pareja nidifica y se conoce la ubicación exacta del nido en el que lo hace el presente año.
 - Pareja probable (PP): cuando en la zona se ve una pareja reiteradamente, mostrando un comportamiento reproductor (ej. cópulas, cortejo), pero no se tiene localizado el nido donde debiera incubar.
 - Territorio ocupado (TO): la pareja marca el territorio y permanece estable por la zona, pero no muestra un comportamiento reproductor.
 - Territorio abandonado (TA): cuando la pareja no es vista en su territorio (en ninguna de sus plataformas), o se sabe que ha desaparecido o mudado a otro territorio.
- **Estado de la plataforma:** situación real de la plataforma (buena, regular, mala, semicaída, caída, no visible, desconocida, inexistente).

- **Sustrato:** indica dónde está ubicada la plataforma: cantil fluvial (CFL), cantil serrano (CSE), eucalipto *Eucalyptus spp.* (EUC), roble *Quercus pyrenaica* (QPY), pino piñonero *Pinus pinea* (PPI), pino resinero *Pinus pinaster* (PPN), encina *Quercus rotundifolia* (QRO), alcornoque *Quercus suber* (QSU), acebuche *Olea europea* (OEU), tendido eléctrico (TEL), chopo *Populus nigra* (PNI), otros (OTR).
- **Fecha de la primera vuelta:** fecha de la primera visita realizada.
- **Incubación:** se indica si la especie está incubando.
- **Fecha de la segunda vuelta:** fecha de la última visita realizada.
- **Número de pollos:** número de pollos que han sido observado en la segunda visita y que por el desarrollo que presentan, se considera que llegan a abandonar el nido.

Es necesario tener en cuenta algunas cuestiones que han podido afectar a los datos obtenidos. Por una parte, parejas que tienen en su territorio más de una plataforma y alguna de ellas se encuentra en territorio portugués o en otra comunidad autónoma, han sido incluidas en los análisis. Por otra, las usurpaciones de plataformas por parte de otras especies, en las que se ha ido anotando la especie usurpadora y si tuvo éxito en su reproducción.

Toda la información disponible para el periodo 2005-2019 ha sido analizada para estudiar la distribución, el tamaño y las tendencias de la población extremeña. A lo largo de este periodo de tiempo, se han identificado un total de 377 parejas o territorios. Algunas han ido apareciendo durante el periodo evaluado, mientras que otras han abandonado sus territorios de forma permanente. Teniendo esto en cuenta, y debido a que los estatus reproductores de cada una de ellas son cambiantes a lo largo de los años, para estudiar la evolución temporal de la población se ha tomado como un único conjunto el sumatorio de parejas seguras (PS), parejas probables (PP) y territorios ocupados (TO), denominando dicho sumatorio como "territorios regentados". Para estudiar las tendencias, se ha utilizado una regresión lineal a través del programa estadístico SPSS 27.0 (IBM, Armonk, USA), representando los datos a través de gráficas creadas en Excel (paquete Office 2016) (Microsoft, USA). En dichas gráficas, se ha aplicado la línea de tendencia lineal.

Todos los datos de presencia de la especie han sido representados en esta obra bajo cuadrículas UTM de cinco kilómetros cuadrados, con el fin de proteger una información tan sensible como es la ubicación exacta de las plataformas de la especie.

1.2.2. Análisis de densidad

Para el análisis de densidad de alimoche en la comunidad autónoma de Extremadura, se han utilizado todos los datos históricos disponibles de plataformas de esta especie entre los años 2005 y 2019, para así tener una mejor información sobre la capacidad de expansión potencial de la especie. En el caso de aquellas parejas que tienen más de una plataforma, se ha calculado el centroide promedio, obviando los TA, de tal modo que se han utilizado un total de 2.139 registros.

La herramienta utilizada para estimar la densidad ha sido el análisis de densidad kernel de cuarto grado ("*Kernel Density*") (Silverman, 1986), implementado en *ArcGis 10.1* (ESRI, 2012). Esta herramienta, a través de una ventana móvil circular para la cual se ha definido previamente un radio de búsqueda, calcula la densidad de las entidades de punto (nidos) de alrededor de cada una de las celdas ráster de salida. En los parámetros de entrada no se ha establecido ninguna ponderación para las plataformas, de tal forma que cada una de ellas ha sido contabilizada una única vez. Como variable de los valores de salida, se ha optado por kilómetros cuadrados. Como radio de búsqueda, en primer lugar, se ha realizado un análisis de sensibilidad cada 2 km, con valores entre los 6 km (media de las distancias mínimas entre plataformas de diferentes individuos), y los 20 km (distancia máxima entre las plataformas). Finalmente, se ha establecido como resultado óptimo un radio de 14 km.

Este análisis se ha realizado para el total de parejas de toda la serie temporal a nivel de toda Extremadura, pero también para cada uno de los diez núcleos obtenidos a través del análisis de agrupamiento (Ver apartado 1.2.3. *Análisis de agrupamiento*). Por último, se ha obtenido un ráster de salida con un tamaño de píxel de 100 metros, en 10 clases de intervalo regular y estableciendo el límite de visualización para un kernel del 90 %.

Todos los datos de presencia de alimoche han sido representados en cuadrículas UTM de cinco kilómetros cuadrados, con el fin de proteger una información tan sensible como es la ubicación exacta de las plataformas de la especie.

1.2.3. Análisis de agrupamiento

Eliminando las localizaciones dispersas geográficamente, los datos utilizados han sido un total de 2.490 registros de localizaciones de todas las plataformas activas de alimoche para el periodo 2005-2019. El tratamiento se realizó mediante la herramienta "*Grouping Analysis*", de *ArcGis 10.1*. Se han utilizado como variables las coordenadas en ETRS89 H30, desestimando la utilización de otras variables, como la densidad o la distancia al punto más cercano, ya que podían producir superposición espacial de los agrupamientos, de tal forma que los polígonos mínimos convexos calculados posteriormente, se solaparían.

Para especificar el *Número de Grupos*, se ha ejecutado de forma preliminar la herramienta activando el parámetro "*Evaluar la cantidad óptima de grupos*". De esta forma, la herramienta ha evaluado la eficacia del agrupamiento de 2 a 15 grupos, y ha seleccionado el agrupamiento idóneo en base al pseudo índice estadístico F Calinski – Harabasz (ESRI, 2012), proporción que refleja la similitud dentro de un grupo y las diferencias entre grupos. Debido a que la imposición de una restricción espacial no era necesaria para el estudio, se ha seleccionado la opción de ejecutar la herramienta sin restricciones espaciales, de tal modo que ha utilizado un algoritmo de valores medios K. Este algoritmo —que minimiza las diferencias entre las entidades de un grupo—, funciona identificando primero las entidades semilla utilizadas para desarrollar cada grupo. De esta forma, el número de semillas ha sido coincidente con el número de grupos que se han formado finalmente. Como *Método de Iniciación*, se ha utilizado el que viene de forma predeterminada, que selecciona la primera semilla de manera aleatoria.

Como resultado, se ha obtenido una capa vectorial de puntos clasificados (plataformas de cría) por el número de grupos seleccionado, y acorde a las variables de entrada y sin restricciones espaciales. Finalmente se obtuvieron un total de 10 agrupaciones. Una vez obtenidos estos agrupamientos, se ha realizado de forma independiente y para cada uno de ellos, el cálculo del polígono mínimo convexo (PMC)(UICN, 2012b). Esta capa vectorial se ha obtenido con la herramienta "*Minimum Bounding Geometry*" de *ArcGis 10.1*. Los polígonos resultantes recogen la suma de los espacios objetivos y subjetivos usados por la especie en cada uno de los grupos obtenidos.

Para el estudio de la evolución de los núcleos, se han calculado los PMC con todos los datos disponibles (a excepción de los de TA) para los periodos (2005-2006-2007) y (2017-2018-2019) de la serie temporal para cada uno de ellos. Para comprobar si se han producido diferencias significativas en las superficies, el análisis estadístico realizado ha sido el test de U-Mann Whitney a través del programa estadístico SPSS 27.0.

1.2.4. Modelo de distribución espacial del alimoche común en Extremadura

Para evaluar el estado de conservación de una especie y proponer medidas efectivas para la mejora de sus poblaciones mediante la gestión y manejo de su hábitat, es necesario no solo conocer la distribución de la especie sino también los factores ambientales, geográficos y bióticos que influyen en la localización de sus puntos de nidificación, cría, alimentación, etc. El análisis de estos factores conduce a los modelos de distribución de especies, que hoy día son ampliamente utilizados en ecología, conservación y gestión de la propia especie (Jiménez-Valverde y Lobo, 2007; Barbosa *et al.*, 2013). Estos modelos atienden a la necesidad de conocer las razones por las cuales un evento (presencia de la especie) se da en un punto determinado, y la probabilidad que hay de que tal situación se produzca en cualquier punto de su supuesta área potencial de distribución (Real *et al.*, 2006).

Estos modelos pueden desarrollarse mediante herramientas muy diversas que producen como resultado una probabilidad de presencia de la especie en un punto determinado. Sin embargo, existen una serie de diferencias entre estas herramientas. En el caso de los derivados directamente de una clasificación mediante una regresión logística, se produce un sesgo hacia el evento más abundante en la muestra (presencia o ausencia de la especie) (Real *et al.*, 2006) y tal circunstancia es independiente del modelo (Hosmer y Lemeshow, 1989; Rojas *et al.*, 2001). Por lo tanto, si la proporción en el territorio estudiado de presencias y ausencias no es uniforme, la probabilidad de presencia de la especie en un punto dado reflejará esta desigualdad, ya que el modelo sesgará esta probabilidad hacia el evento más abundante (Real *et al.*, 2006). Para solucionar algunos de los problemas planteados por la desigualdad en la frecuencia de presencias/ausencias en los estudios de distribución de especies, Real *et al.* (2006) proponen la función de favorabilidad, que proporciona valores conmensurables independientemente de cuál sea la proporción de presencia/ausencia en nuestros datos. En este caso, la favorabilidad mide el grado en el que las condiciones locales permiten una probabilidad local de presencia de la especie mayor o menor que la esperada por azar (esta probabilidad al azar se define como la prevalencia total del evento, es decir, la relación entre el número real de presencias y ausencias en la muestra) (Acevedo y Real, 2012).

Por ello en el presente apartado se pretende acometer el modelo de distribución del alimoche mediante la metodología propuesta por Real *et al.* (2006), que ha sido ampliamente utilizada en numerosos estudios (Muñoz *et al.*, 2005; Castro *et al.*, 2008; Acevedo *et al.*, 2011; Pulido-Pastor *et al.*, 2018; Romero *et al.*, 2019). El análisis de la función de favorabilidad en Extremadura se ha realizado en relación directa a los factores antrópicos, físicos, climáticos, del uso del suelo, de paisaje y de vegetación.

· **Obtención y descripción de los datos y variables utilizadas**

Los datos de distribución del alimoche provienen de los censos anuales de la Dirección General de Sostenibilidad de la Junta de Extremadura para los años comprendidos entre 2005 y 2019, donde se localizan puntualmente los nidos de esta especie y se realiza un seguimiento de su éxito reproductor. Para llevar a cabo el cálculo de la favorabilidad en estos territorios, se han establecido cuadrículas UTM de 10 kilómetros de lado (CUTM10) que han tenido al menos una presencia de la especie reproductora (pareja segura, pareja probable y territorio ocupado) para cada año. El tamaño de cuadrícula seleccionado ha sido utilizado con anterioridad en otros estudios previos de rapaces (Carrete *et al.*, 2000; Muñoz *et al.*, 2005; Tapia *et al.*, 2007; Di Vittorio *et al.*, 2012).

Analizando la frecuencia acumulada de la presencia de alimoche en estas cuadrículas (Figura 16) se ha observado que, tras los tres primeros periodos, su número se estabiliza con incrementos muy inferiores a los alcanzados en primer lugar. Este hecho estableció la utilización del periodo 2017-2019 como indicador de la localización espacial actual de alimoche en Extremadura, acumulando este periodo el 87,7 % del total del área de presencia de la especie en los últimos 10 años. Optimizando de esta manera el mayor número de CUTM10 con el menor número de años, evitando así la inclusión de territorios abandonados por la especie que no sean representativos para su distribución espacial actual.

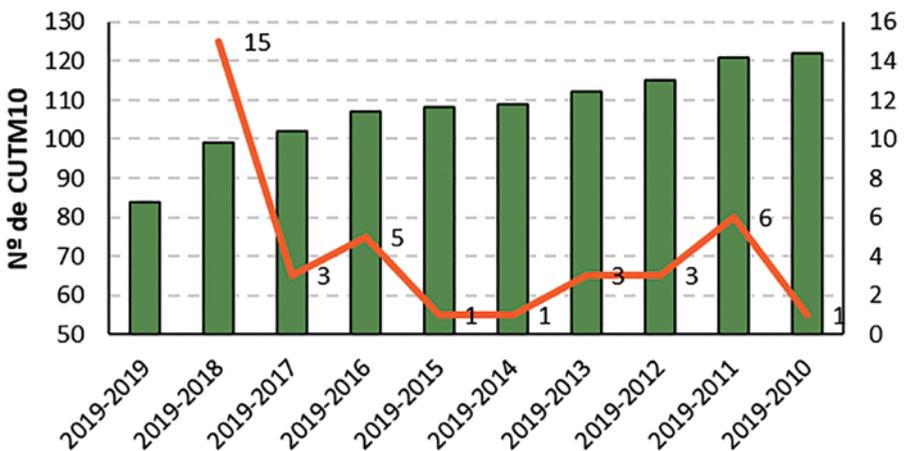


Figura 16. Número de cuadrículas UTM de 10 km de lado con presencia del alimoche común por periodos acumulativos (verde) y su incremento respecto al periodo anterior (naranja).

Finalmente se han obtenido 107 cuadrículas UTM de 10 kilómetros de lado con presencia de alimoche, de un total de 516 cuadrículas que incluye Extremadura, es decir, el 20,7 % del territorio extremeño (Figura 17).

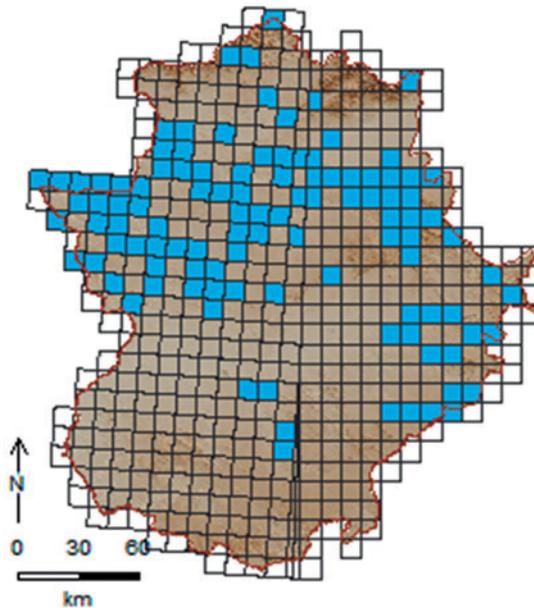


Figura 17. Presencia del alimoche común (*Neophron percnopterus*) (azul) en la malla de cuadrículas UTM de 10 km de lado.

Los distintos factores que potencialmente pueden influir en la presencia de la especie quedan definidos por distintas variables explicativas. La misma malla de cuadrículas UTM utilizada para definir la presencia/ausencia del alimoche, ha sido utilizada para extraer los valores de las diferentes variables, obtenidas de múltiples fuentes (ver Anexo 1) y clasificadas en las siguientes tipologías: variables topográficas, espaciales, climáticas y antrópicas, así como variables del uso del suelo, paisaje, vegetación y relacionadas con la caza y ganadería. Todas las variables, cuya resolución espacial mínima fue de al menos 1 km y máxima de 2,5 metros (en el mejor de los casos), han sido homogeneizadas, transformando todos los datos ráster a una resolución de 25 metros de lado y recortándose por los límites de la Comunidad Autónoma de Extremadura. Esta resolución también ha sido tomada para la transformación de los datos de distancias y densidades provenientes de capas vectoriales.

• **Análisis de los datos**

Se han calculado para todas las variables los datos medios por cuadrículas UTM de 10 kilómetros de lado mediante las herramientas de estadística zonal del software ArcGIS 10.1, salvo los datos de porcentaje de usos del suelo que han sido calculados mediante la intersección de las capas vectoriales de las cuadrículas UTM y la cartografía del *Corine Land Cover 2018*, utilizándose para ello el mismo software. Los cálculos y tratamientos estadísticos de estos datos se han realizado con el software R versión 4.2.0, mediante RStudio versión

2021.09.2, y los paquetes 'terra' (para creación de mapas), 'fuzzySim' (para la selección de variables, el cálculo de la favorabilidad y de su variación en el tiempo), 'aod' (para el cálculo del test de Wald y otros estadísticos asociados a los modelos) y 'modEvA' (para la evaluación de los modelos y partición de la variación).

Inicialmente se ha realizado un análisis para crear un subconjunto de variables predictivas significativas mediante un análisis de regresión logística binaria de la presencia/ausencia de la especie respecto a cada una de las 91 variables disponibles (Muñoz y Real, 2006). De este modo se ha obtenido la significancia individual de cada variable dentro del modelo y seleccionado el conjunto de variables significativas bajo una Tasa de Descubrimiento Falso (FDR, siglas del inglés *False Discovery Rate*) (Benjamini y Hochberg, 1995) de $q < 0,05$ (Benjamini y Yekutieli, 2001). Esto permite evitar el aumento de hallazgos falsos cuando se analiza un gran número de variables debido al aumento del error de Tipo I, recomendado por García (2003) en investigaciones de procesos ecológicos.

Posteriormente, para evitar la multicolinealidad entre estas variables, se aplicó un coeficiente de correlación de Spearman entre ellas. Para cada pareja de variables con valor de correlación superior a 0,8, se seleccionó la variable con mayor nivel de significancia individual (α) (Chamorro *et al.*, 2020).

Las variables seleccionadas mediante la técnica anterior se han utilizado de nuevo en un análisis de regresión logística binaria por pasos hacia adelante como variables independientes y la relación de presencias/ausencias de la especie como variable dependiente, manteniendo un umbral de significación de 0,05 para la inclusión de cada variable en el modelo, y de 0,10 para su eliminación (Acevedo *et al.*, 2011). Con él, se han obtenido las variables finales del modelo, estableciendo para cada una de ellas su peso en la ecuación (β), el error típico (E.T.), su importancia en el modelo (Wald), su significación estadística (Sig.) y la estimación de los *Odds Ratio* ($\text{Exp}(B)$) (Real *et al.*, 2006). De igual manera, se han obtenido los valores de probabilidad total de presencia de la especie para cada cuadrícula UTM, calculados según la función:

$$P = \frac{e^y}{1 + e^y}$$

Donde P es la probabilidad de presencia de la especie, e es la base del logaritmo neperiano e; y es una combinación lineal de variables seleccionadas, obtenida mediante la siguiente fórmula:

$$y = \alpha + \beta_1 x_1 + \beta_2 x_2 + \dots + \beta_n x_n$$

Donde α es una constante, x_n son las variables que actúan como predictores espaciales, β_n sus respectivos coeficientes de peso en el modelo.

Los valores de probabilidad que resultan de la regresión logística no dependen sólo de las variables predictivas, sino también de la probabilidad al azar derivada de la proporción de presencias en el área de estudio, que puede producir un sesgo importante hacia el evento

más abundante en la muestra. Por ello, se ha aplicado la función de favorabilidad (Real *et al.*, 2006) que tiene en cuenta la proporción de ausencias y presencias estudiadas, y proporciona valores conmensurables independientes de estas.

$$F = \frac{e^y}{\frac{n_1}{n_0} + e^y}$$

Donde F es la favorabilidad, n_1 el número de presencias, n_0 el número de ausencias y e^y proveniente de los cálculos de probabilidad comentados con anterioridad.

De esta manera, la favorabilidad resultante presenta la ventaja respecto de la probabilidad de proporcionar un resultado independiente de la prevalencia (Acevedo y Real, 2012), y el valor de la favorabilidad responde únicamente al conjunto de variables utilizadas para construir el modelo, indicando el grado que esos factores favorecen (1) o desfavorecen (0) la presencia de la especie.

Para conocer la respuesta espacial de los resultados, se pueden visualizar de diferentes formas según se establezcan el número de clases y los puntos de corte de las mismas. Para una primera visualización, se ha optado por la definición de 10 clases (pasos regulares de 0,1). Para una segunda visualización, se han definido 3 categorías: zonas desfavorables ($< 0,2$), cuya relación de probabilidades medias es 4:1; zonas de favorabilidad intermedia ($0,2 - 0,8$) y zonas favorables ($> 0,8$), donde las probabilidades medias son menores que 1:4 (Castro *et al.*, 2008).

Para conocer estadística y espacialmente la importancia de las variables que entran en cada uno de los pasos de la regresión del modelo, se ha establecido la favorabilidad para cada uno de estos pasos, comparándola con el total mediante una correlación de Pearson (Muñoz *et al.*, 2005). Las variables incluidas del modelo de favorabilidad pertenecientes a distintas tipologías (climáticas, topográficas, de usos del suelo, paisaje, vegetación, etc.) pueden ser agrupadas en factores ambientales bióticos y abióticos, así como factores en los que interviene directamente la mano del hombre (antrópicos). Para conocer el peso o porcentaje que explica cada factor dentro del modelo de favorabilidad, se ha llevado a cabo un procedimiento de partición de la variación (Legendre y Legendre, 1998), realizando una regresión logística para cada grupo de variables agrupados por factores, y las combinaciones de las variables de estos tres factores entre sí, comparándolos con el modelo final del alimoche mediante una correlación de Pearson, cuya inversa al cuadrado ($1-R^2$) en tantos por uno explica la importancia de cada factor en el modelo (Muñoz *et al.*, 2005).

La favorabilidad no solo puede llegar a ser un indicativo de la distribución potencial de la especie, sino también de la abundancia de parejas reproductoras que puede albergar una cuadrícula UTM de 10 km de lado, por ello se ha relacionado el número de nidos presentes en cada cuadrícula para el periodo de estudio (2016 - 2019) con los resultados de favorabilidad mediante una correlación de Pearson (Acevedo *et al.*, 2011).

Una especie puede disponer en un mismo territorio de zonas fuente (donde la presencia de individuos en zonas de hábitat adecuado hace que la natalidad sea mayor que la mortalidad y esto facilite la propagación de individuos a otros territorios); o, por el contrario, existir zonas sumidero (donde predomine la mortalidad frente a la natalidad y reciba individuos de las zonas anteriores) (Pulido-Pastor *et al.*, 2018). Para conocer la existencia de estas zonas (fuente y sumidero) en la Comunidad Autónoma de Extremadura, se han establecido por cuadrículas UTM las zonas con alta favorabilidad ($> 0,8$) con presencia de la especie, como zonas fuente; y las zonas con baja favorabilidad ($< 0,2$) con presencia de la misma, como zonas sumidero.

• Evaluación del modelo

Como primer paso para la evaluación del modelo resultante, se ha obtenido la bondad de ajuste del modelo mediante el estadístico de Hosmer y Lemeshow (HyL), donde se evalúa su ajuste global (Hosmer y Lemeshow, 1989), especialmente para los modelos con covariables continuas y los estudios con tamaños de muestra pequeños como es el caso del alimoche. El estadístico HyL toma el valor de 1 si el ajuste de la probabilidad predicha se ajusta a la variable y busca que no haya una significación ($\text{HyL} > 0,05$) de las diferencias esperadas de probabilidad respecto de las observadas mediante una prueba χ^2 -cuadrado. En segundo lugar, se ha calculado el área bajo la curva (AUC), que determina la capacidad del modelo para discriminar correctamente el grado en el que los lugares donde la especie se observó presentan valores de favorabilidad mayores que los lugares donde no hay presencia. Cuanto más alto sea este valor ($\text{AUC} \rightarrow 1$), mayor capacidad de discriminación, considerándose resultados inadecuados los valores cercanos a 0,5 (Fielding y Bell, 1997). Por último, mediante una matriz de confusión, se ha evaluado la capacidad de clasificación de los modelos, considerando como límite de favorabilidad un valor de 0,5 para considerar favorable o desfavorable una cuadrícula (Anderson *et al.*, 2003). Se ha comprobado en qué medida esta clasificación deja a los lugares donde la especie se observó en las zonas favorables y las zonas donde no se observó, en las desfavorables. Así, se ha estimado para cada modelo la Tasa de Subestima de la Predicción (UPR, de sus siglas en inglés *Under Prediction Rate*), que establece la relación de zonas con presencia de la especie localizadas en cuadrículas por debajo del límite de favorabilidad previamente establecido ($< 0,5$); y la Tasa de Sobreestima de la Predicción (OPR, de sus siglas en inglés *Over Prediction Rate*), que lo hace para la proporción de cuadrículas en las que no se encuentra la especie y que predicen una alta favorabilidad (Barbosa *et al.*, 2013).

1.3. RESULTADOS

1.3.1. Distribución y densidades del alimoche común

El alimoche se encuentra ampliamente distribuido en Extremadura, situando sus territorios mayoritariamente a lo largo de los cursos fluviales y las serranías cercanas a los mismos, y evitando principalmente las zonas del sur-suroeste de la comunidad (Olivenza, Sierra Suroeste, Tierra de Barros), así como gran parte de las Vegas del Guadiana (Figura 18).

La distribución más septentrional de la especie se da en Las Hurdes, donde existen algunos territorios en la sierra de Francia y aguas abajo del embalse de Gabriel y Galán, en el río Alagón. En el Valle del Jerte también hay presencia de alimoche, así como en la comarca de La Vera, donde se encuentran cerca del río Tiétar.

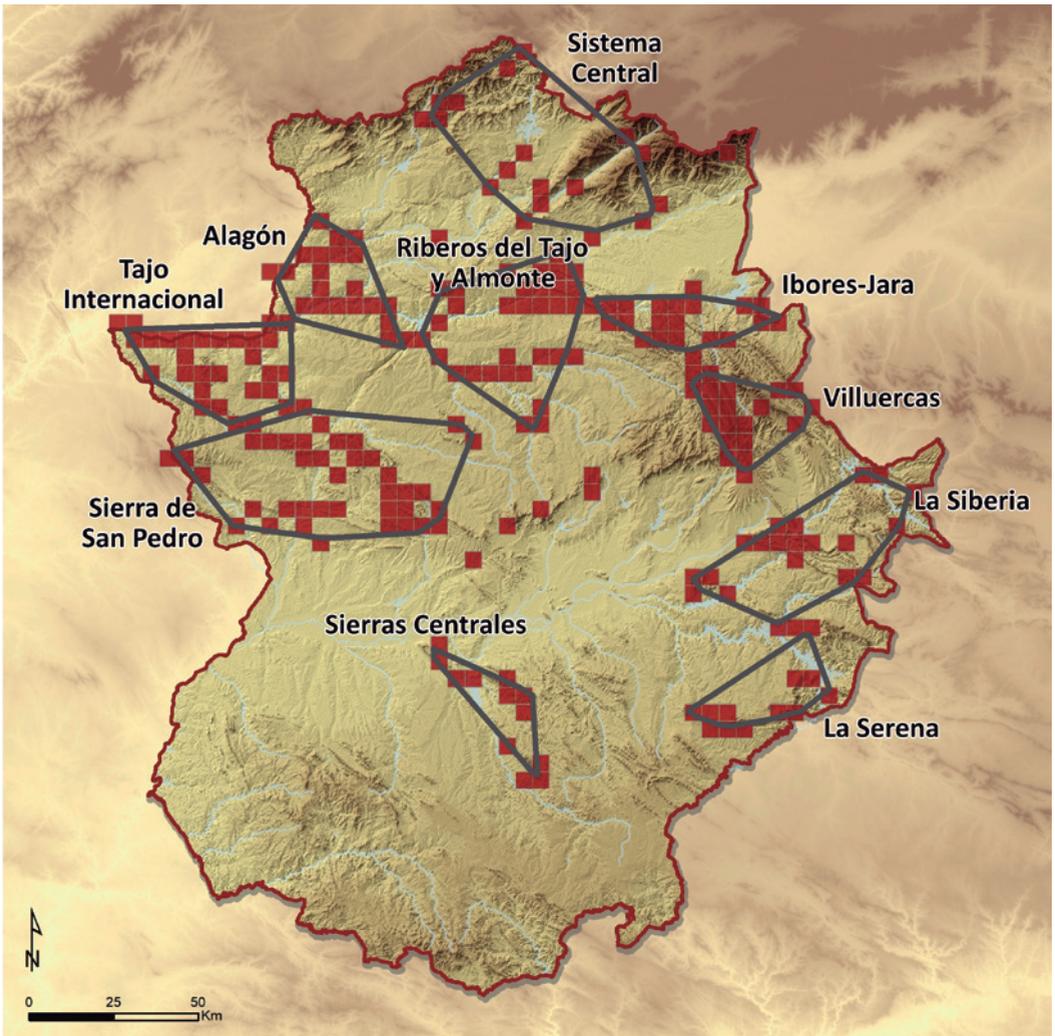


Figura 18. Distribución de los territorios de nidificación y núcleos poblacionales obtenidos para el alimoche común (*Neophron percnopterus*) en Extremadura a través de los polígonos mínimos convexos (PMC).

En la cuenca del Tajo, el alimoche se distribuye ocupando casi la totalidad del espacio que recorre su curso fluvial en la provincia de Cáceres. De este modo, los territorios reproductores de la especie se encuentran desde el límite que marca el propio Tajo con Toledo, pasando por los alrededores del embalse de Valdecañas y llegando hasta el Parque Nacional de Monfragüe. Aparte de las parejas que se encuentran en las sierras en el entorno del propio parque (sierras de la Serrana, del Mingazo, de la Urraca y de Piatones), existen otras situadas en aquellas que van acompañando el curso del río (sierras de la Herrera, de Santa Catalina y del Arco), hasta llegar al embalse de Alcántara (también conocido como embalse de José María Oriol-Alcántara II). De igual manera, en el río Almonte se concentra un importante número de territorios, que se extienden a partir del tramo del río que va desde su desembocadura en el embalse de Alcántara, hasta las proximidades del municipio de Jaraicejo.

La distribución del alimoche sigue el embalse de Alcántara, llegando a la propia localidad del mismo nombre, donde desemboca el río Alagón, resultando ser también un enclave de gran importancia para estas aves, que se diseminan desde prácticamente el entorno de Canchos de Ramiro, hasta Alcántara. Pasada la presa del embalse de Alcántara, se siguen encontrando territorios de la especie en el Parque Natural del Tajo Internacional, donde gran cantidad de parejas se asientan en los cantiles fluviales que se reparten en el curso principal del río, así como en el río Salor y el regato de Aurela.

Aguas arriba del río Salor, la especie se extiende a lo largo de toda la sierra de San Pedro, desde la sierra de Talliscones, distribuyéndose por las sierras del Colorado y Pajonales, así como por la zona de Aliseda (sierras de Aljibe, de la Umbría, de las Perdices y de Peña Quemada), hasta alcanzar la localidad de Cordobilla de Lácara, con parte de los territorios situados cerca del embalse de Horno Tejero (sierras del Parral, de la Estenilla, de la Estena y de la Lombriz). También se puede encontrar en las sierras cercanas a Alburquerque (sierras de la Calera, del Naranjal y del Castaño), así como en las sierras de la Caraba, del Puerto del Centinela y de la Ventosilla, y en el entorno del embalse de Peña del Águila.

En la zona de Las Villuercas, la presencia del alimoche se extiende a lo largo de todo el conjunto de serranías enclavadas entre el río Ibor y el nacimiento del río Almonte (sierra de Las Villuercas). De igual forma, existen algunos territorios en la sierra de la Palomera y en las estribaciones de la sierra de Altamira, en el valle del río Guadarranque. La presencia de la especie en la provincia cacereña se extiende hasta llegar a la sierra de Montánchez.

En la cuenca del río Guadiana, la especie se encuentra principalmente en la zona de los grandes embalses, en la provincia pacense. En la comarca de La Siberia, algunos territorios se encuentran en el embalse del Cijara, en la sierra de la Lobera; mientras que la gran mayoría se distribuyen en las serranías periféricas al embalse de García Sola (sierras de la Zarza, de los Pastillos, de Velasco, de la Chimenea, de los Golondrinos y del Escorial). También hay parejas asentadas en las sierras situadas entre las localidades de Navalvillar de Pela y Orellana la Vieja (sierras de Enmedio, de Pela y de Maribáñez), así como en el entorno del propio embalse de Orellana. De igual forma, existen varios territorios cercanos al embalse de La Serena, próximos a Siruela, y en las sierras del Torozo, de Palanque y de los Baldíos de Peñalobar. El resto de territorios se concentra en el arco de sierras situadas entre Cabeza del Buey y Castuera (sierras de la Rinconada, de Tiros y de Castuera). Aunque la presencia del alimoche en la provincia de Badajoz no es tan notable como la que se da en Cáceres, la especie también se puede encontrar en la zona centro de la provincia, donde la gran mayoría de territorios se sitúan en las inmediaciones del embalse de Alange (cerca de Arroyo de San Serván y Alange) y sierras vecinas (sierras de Peñas Blancas, del Conde, de la Garza y de la Miradera). La presencia de la especie se extiende hasta llegar a Hornachos, donde también se pueden encontrar algunas parejas en las sierras de Pinos y la propia Sierra Grande de Hornachos.

Respecto al estudio de las densidades del alimoche (Figura 19), el análisis de densidad kernel muestra que el Parque Nacional de Monfragüe, el Parque Natural del Tajo Internacional y el Valle del Alagón, presentan las mayores concentraciones de la especie en toda Extremadura.

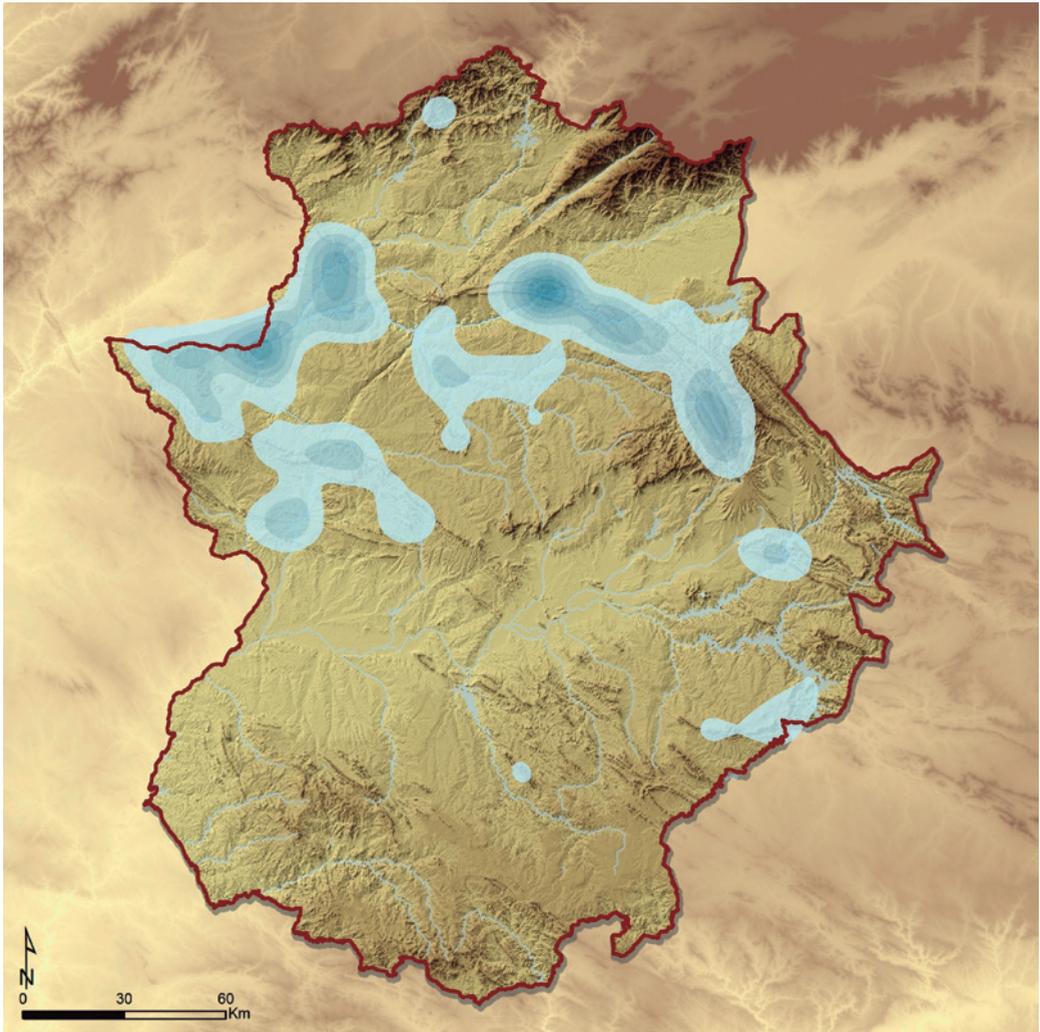


Figura 19. Densidad del alimoche común (*Neophron percnopterus*) en Extremadura.

1.3.2. Núcleos del alimoche común y sus densidades

El análisis de agrupamiento determina que los territorios de alimoche conforman un total de diez grupos o núcleos (Figura 20): Sistema Central, Alagón, Riberos del Tajo y Almonte, Ibores-Jara, Tajo Internacional, Sierra de San Pedro, Villuercas, La Siberia, La Serena y Sierras Centrales.

El mayor núcleo de todos es el de Sierra de San Pedro, con un total de 244.078,84 hectáreas de superficie. Las parejas se concentran en dos áreas principales: cerca de la localidad de la Aliseda (sierras del Aljibe, de la Umbría y de Peñaquemada) y en el entorno del embalse de la Peña del Águila (sierras del Puerto del Centinela y de la Ventosilla).

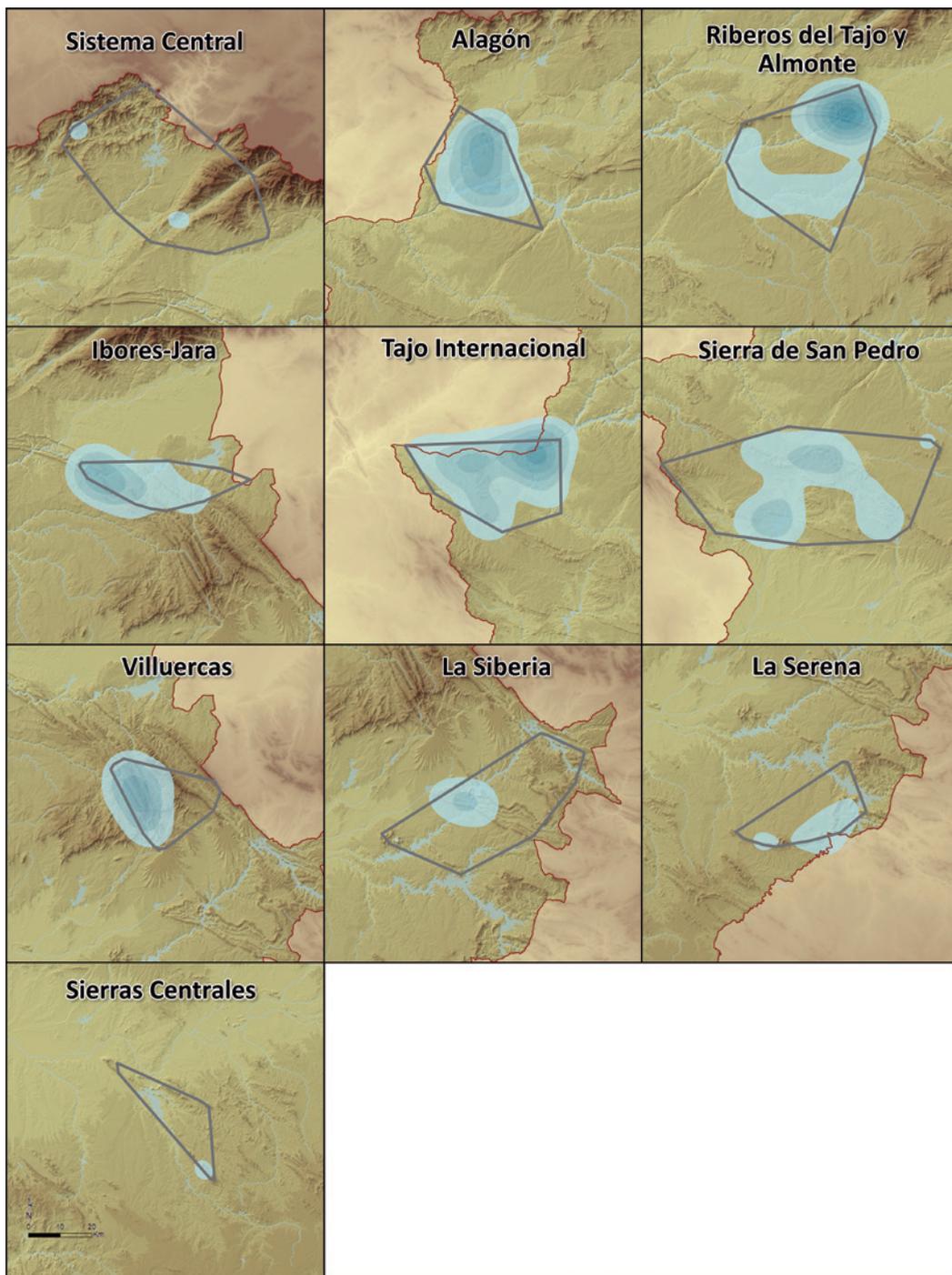


Figura 20. Núcleos de alimoche común (*Neophron percnopterus*) en Extremadura y sus densidades.

La siguiente agrupación que le sigue en extensión, es el Sistema Central, con un total de 204.380,63 ha. A pesar del gran tamaño del núcleo, las parejas se encuentran dispersas y solo se produce un mayor acúmulo de territorios en dos puntos concretos: cerca del nacimiento del río Árrago y en los alrededores del embalse de Jerte-Plasencia.

Riberos del Tajo y Almonte cuenta con 149.924,67 ha. En este agrupamiento, la especie se concentra mayoritariamente en el corazón del Parque Nacional de Monfragüe, aunque también se encuentran varios territorios asociados al curso del río Almonte.

En el núcleo de La Siberia, que tiene una superficie de 137.676,55 ha, las parejas se agrupan en las serranías cercanas a la cabeza del embalse de García Sola (sierras de la Chimenea, de Velasco y del Escorial).

El Tajo Internacional presenta una superficie de 103.372,74 ha. La mayor densidad de parejas se encuentra principalmente cerca de la desembocadura del río Erjas en el Tajo, que marca la frontera con Portugal. En los alrededores del municipio de Santiago de Alcántara también se agrupan varios territorios.

El núcleo del Alagón tiene una superficie de 79.284,38 ha, y en él la especie se localiza mayoritariamente en las sierras de la Garrapata y de la Solana, cerca del curso del propio Alagón.

La agrupación de Villuercas cuenta con 57.842,78 ha de superficie. Las parejas se encuentran principalmente en las sierras que enmarcan el nacimiento del río Almonte, como son las sierras del Local, de la Ortiguera y de las Acebadillas.

El núcleo de La Serena tiene una extensión de 56.530,04 ha. Las parejas se concentran a lo largo de todo el conjunto serrano periférico a las llanuras de La Serena (sierras del Torozo, de las Cabras, de Palanque, de la Rinconada y de Tiros).

Ibores-Jara presenta 54.665,79 ha de superficie, y los territorios de la especie se sitúan principalmente en la parte del Parque Nacional de Monfragüe que abarca dicho núcleo, como son las sierras de la Urraca, del Espejo y de Piatones.

Por último, en el núcleo de Sierras Centrales, que resulta ser el más pequeño de todos ya que cuenta con una superficie de 39.619,83 ha; las parejas se encuentran bastante dispersas y el mayor acúmulo se produce en la Sierra de Pinos y en la Sierra Grande de Hornachos.

1.3.3. Evolución de los núcleos de alimoche común

Mientras que la superficie de cada uno de los núcleos de presencia de alimoche ha sufrido variaciones desde inicios de la serie temporal (años 2005-2006-2007) hasta finales de la misma (años 2017-2018-2019) (Figura 21), la extensión abarcada por todo el conjunto de núcleos apenas ha sufrido modificaciones, aumentando tan solo un 2,15 % en tamaño de manera no estadísticamente significativa (Tabla 4).

El núcleo que más ha disminuido a lo largo del tiempo es el de Sierras Centrales, al haberse reducido su tamaño de forma significativa un 54,22 % con respecto a la superficie original, con una pérdida de 21.082,98 ha (Tabla 4). Es seguido por el Sistema Central, que se reduce un 27,63 % al haber perdido 57.712,82 ha, fenómeno que, no siendo significativo, compensa con la ganancia de 16.686,73 ha (Tabla 4). Villuercas presenta una reducción de características similares, disminuyendo un 23,42 % en superficie respecto a su tamaño original, puesto que pierde 12.702,6 ha. El núcleo que menor contracción ha sufrido ha sido Riberos del Tajo y Almonte, ya que su tamaño solo se ha reducido un 6,85 % de forma no significativa, perdiendo 12.618,07 ha y ganando por otro lado 3.507,48 ha (Tabla 4).

| NÚCLEO | SUPERFICIE HISTÓRICA | GANANCIA | PÉRDIDA | % AUMENTO-DISMINUCIÓN | U | P VALOR |
|-----------------------------------|----------------------|-------------------|-------------------|-----------------------|---------------|--------------|
| Sistema Central | 204.380,63 | 16.686,73 | 57.712,82 | -27,63 | 3,00 | 0,513 |
| Alagón | 79.284,38 | 18.504,85 | 9.581,53 | 16,16 | 2,00 | 0,275 |
| Riberos del Tajo y Almonte | 149.924,67 | 3.507,48 | 12.618,07 | -6,85 | 3,00 | 0,513 |
| Ibores-Jara | 54.665,79 | 7.673,40 | 1.462,40 | 14,02 | 2,00 | 0,275 |
| Tajo Internacional | 103.372,74 | 8.149,29 | 6.533,13 | 1,97 | 2,00 | 0,275 |
| Sierra de San Pedro | 244.078,84 | 29.211,72 | 26.206,89 | 1,41 | 1,00 | 0,127 |
| Villuercas | 57.842,78 | 82,13 | 12.702,60 | -23,42 | 3,00 | 0,487 |
| La Siberia | 137.676,55 | 67.974,81 | 10.590,78 | 105,30 | 2,00 | 0,275 |
| La Serena | 56.530,04 | 25.741,58 | 805,13 | 99,69 | 1,00 | 0,127 |
| Sierras Centrales | 39.619,83 | 0,00 | 21.082,98 | -54,22 | 0,00 | 0,050 |
| TOTAL | 1.127.376,25 | 177.531,99 | 159.296,33 | 2,15 | 385,00 | 0,337 |

Tabla 4. Evolución de la superficie en hectáreas (ha) de los distintos núcleos de alimoche común (*Neophron percnopterus*) en Extremadura (U: Test de U-Mann Whitney).

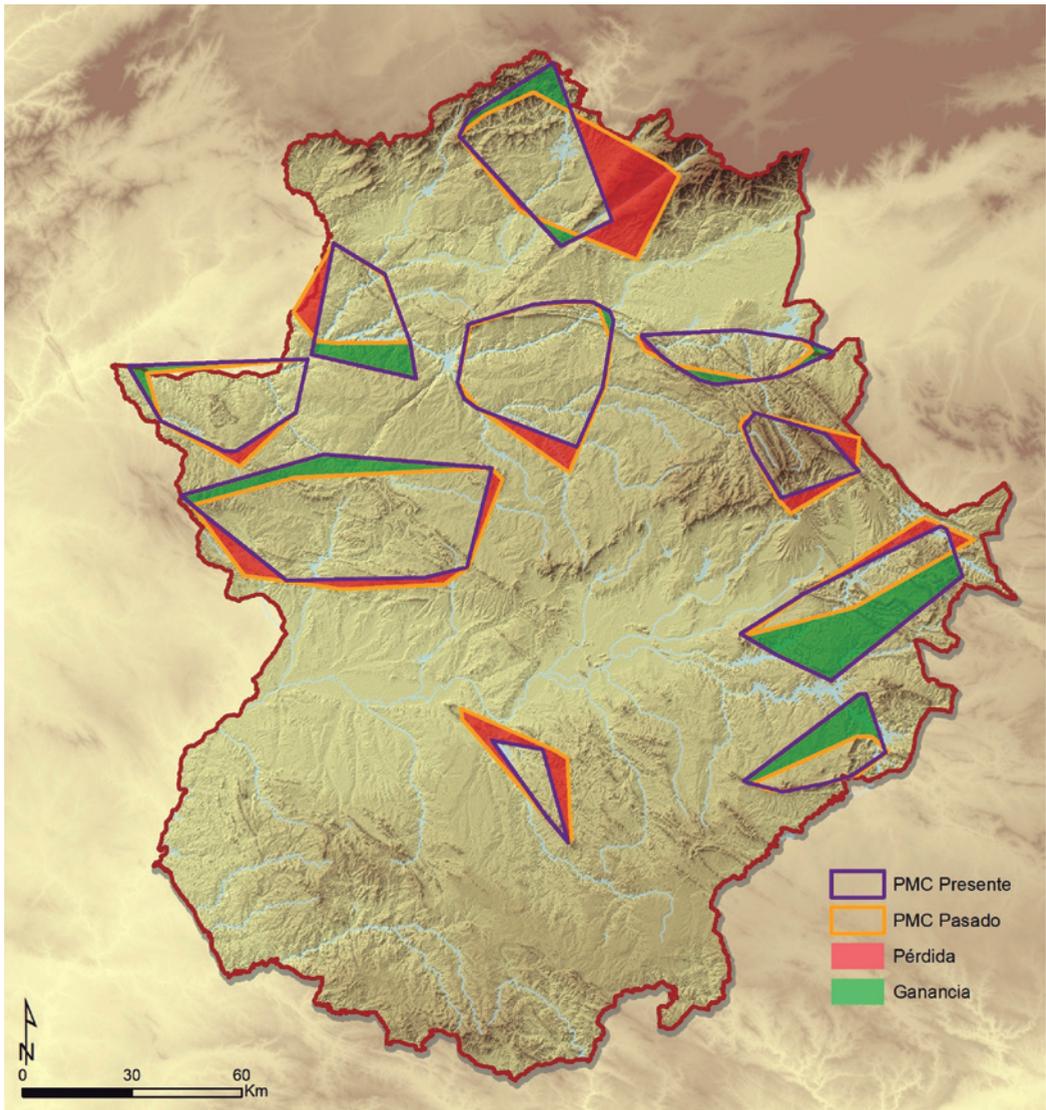


Figura 21. Evolución de la superficie de los polígonos mínimos convexos desde inicios de la serie temporal (2005-2006-2007) hasta finales de la misma (2017-2018-2019).

Por otra parte, varios núcleos han aumentado sus dimensiones, aunque ninguno lo ha hecho de forma significativa. El núcleo en el que se ha producido un crecimiento mayor ha sido el de La Siberia, aumentando su superficie en 67.974,81 ha, un 105,30 % (Tabla 4). La Serena también ha incrementado su tamaño en una proporción similar, con un 99,69 %, ganando 25.741,58 ha. Los siguientes núcleos que han aumentado en superficie han sido el Alagón e Ibores-Jara, con incrementos del 16,16 % y del 14,02 %, respectivamente (Tabla 4). Por último, tanto en el Tajo Internacional como en Sierra de San Pedro, núcleos que presentan grandes extensiones, el aumento del tamaño ha sido muy reducido, con 1,97 % y 1,41 %, respectivamente (Tabla 4).

1.3.4. Modelo de distribución espacial del alimoche común en Extremadura

La selección del hábitat es un proceso que suele producirse de forma jerárquica, donde las características a mayor escala se seleccionan antes que las de menor escala (Johnson, 1980; Jones y Robertson, 2001). Debido a su naturaleza jerárquica, se ha sugerido que estos procesos afectan a la selección de los lugares de nidificación (Orians y Wittenberger, 1991; Martínez *et al.*, 2003), ya que para que las características a menor escala sean las adecuadas, deben estar englobadas en el paisaje adecuado. El estudio de la distribución de las especies en relación con las características del paisaje puede ser de gran ayuda para construir modelos con los que mejorar estimas demográficas a gran escala o desarrollar una estratificación en muestreos para la investigación y el seguimiento (Cowardin *et al.*, 1995; Johnson *et al.*, 2009).

En el modelado de la distribución espacial del alimoche, la técnica FDR ha mostrado un resultado de 32 variables significativas, de las que, tras la exclusión de las variables altamente correlacionadas, se han mantenido 23 variables en el modelo de regresión logística por pasos. Este modelo ha seleccionado finalmente ocho variables explicativas, estadísticamente significativas ($< 0,05$) en todos los casos (Tabla 5). En seis de ellas (densidad de caza mayor, longitud de bordes, porcentaje de matorral, porcentaje de fracción de cabida cubierta (FCC) de *Quercus suber*, número medio de días con lluvia en enero y estacionalidad de la temperatura) se ha obtenido una relación (β) positiva, y en dos de ellas (altitud mínima y la temperatura máxima absoluta en el mes más frío), negativa. Las variables con mayor peso en el modelo (Test de Wald) han sido la altitud mínima y la longitud de bordes.

| | VARIABLES | β | E.T. | WALD | SIG. | EXP(B) |
|---|-------------|---------|--------|--------|-------|--------|
| 1 | CazaMa(+) | 0,055 | 0,018 | 9,898 | 0,002 | 1,057 |
| 2 | Tabsmx1(-) | -0,158 | 0,045 | 12,458 | 0,000 | 0,854 |
| 3 | Mat(+) | 0,033 | 0,009 | 13,633 | 0,000 | 1,034 |
| 4 | AltMin(-) | -0,007 | 0,002 | 17,910 | 0,000 | 0,993 |
| 5 | Lsi(+) | 0,244 | 0,062 | 15,521 | 0,000 | 1,276 |
| 6 | Test(+) | 0,291 | 0,080 | 13,220 | 0,000 | 1,337 |
| 7 | Quesur(+) | 0,127 | 0,038 | 11,423 | 0,001 | 1,135 |
| 8 | Rainday1(+) | 0,588 | 0,213 | 7,581 | 0,006 | 1,800 |
| | Constante | 1,640 | 10,085 | 0,026 | 0,871 | 5,154 |

Tabla 5. Variables incluidas en el modelo final de regresión logística, ordenadas por su inclusión en el modelo. β : coeficientes del parámetro de la ecuación, E.T.: error típico, Wald: importancia en el modelo, Sig.: significación estadística, Exp(β): estimación de los *Odd Ratio*.

Los valores de bondad del modelo han indicado un buen ajuste de la capacidad de discriminación de los resultados con un área bajo la curva superior al 85 % (AUC = 0,876), no encontrando diferencias significativas ($p = 0,614$) entre lo observado y lo esperado en la prueba de Hosmer y Lemeshow (HyL = 6,296) (Tabla 6). La UPR ha establecido pocas zonas con presencia de la especie en cuadrículas con valores de favorabilidad bajos. Por el contrario, los valores de OPR han demostrado la existencia de una supuesta área potencial para la especie en Extremadura, con zonas abundantes con favorabilidad elevada donde la especie se encuentra actualmente ausente (Tabla 6).

La matriz de confusión (Tabla 7), en la cual se ha establecido con anterioridad el valor de 0,5 para considerar favorable o desfavorable una cuadrícula, ha puesto de manifiesto que, del total de presencias de la especie, el 18,69 % se corresponden con zonas desfavorables, frente al 81,31 % que se encuentran en zonas favorables. De igual forma, esta matriz ha señalado que el 63,95 % de las cuadrículas de Extremadura no son favorables para la especie, al no encontrarse presente la misma.

| AUC | UPR | OPR | HYL |
|-------|-------|-------|-------|
| 0,876 | 0,057 | 0,476 | 6,296 |

Tabla 6. Estadísticas de bondad del modelo. AUC: Área bajo la curva, UPR: Tasa de Subestima de la Predicción, OPR: Tasa de Sobreestima de la Predicción, HyL: Hosmer y Lemeshow.

| Nº CUTM10 | PRESENCIA | AUSENCIA |
|---------------------|-----------|----------|
| Favorable | 87 | 79 |
| Desfavorable | 20 | 330 |

Tabla 7. La matriz de confusión del número de cuadrículas con presencia/ausencia en zonas favorables ($> 0,5$) o desfavorables ($< 0,5$).

Los resultados espaciales han mostrado una polarización de la favorabilidad del alimoche en el territorio extremeño (Figura 22), de tal manera que las bajas favorabilidades se han encontrado principalmente en la mitad septentrional de la comunidad, mientras que las de alta favorabilidad en la mitad meridional. En el caso de la favorabilidad para tres categorías (Figura 22.B), se han podido cuantificar hasta un total de 72 cuadrículas que suponen zonas de alta favorabilidad ($> 0,8$) para la especie, 246 cuadrículas de favorabilidad intermedia ($0,2-0,8$) y un total de 198 cuadrículas de baja favorabilidad ($< 0,2$). Respecto a las localizaciones de la especie, el 6,98 % se han encontrado en zonas de favorabilidad de entre el 0,9 y 1 (Figura 23).

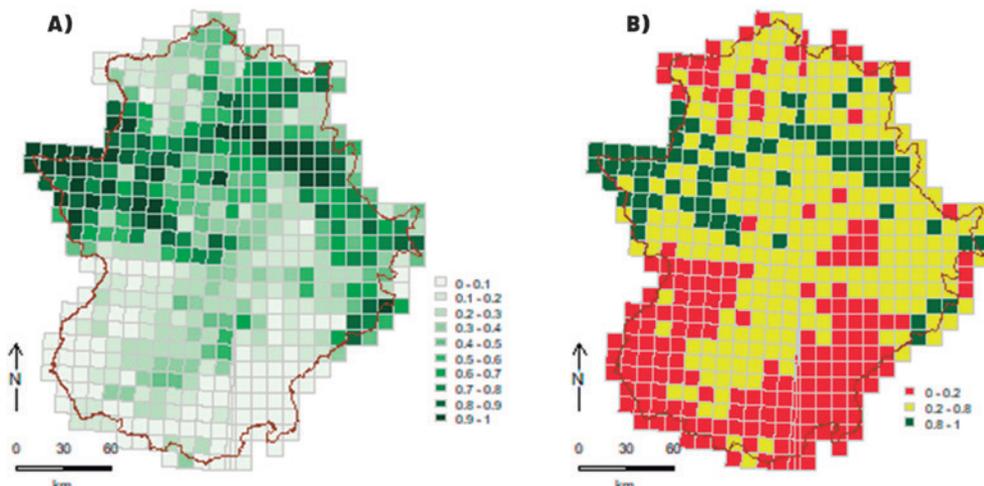


Figura 22. Resultados de favorabilidad para el alimoche común (*Neophron percnopterus*). (A) 10 clases con pasos regulares de 0,1, (B) zonas desfavorables (< 0,2), zonas intermedias (0,2-0,8) y favorables (> 0,8).

En el paso 4 de la regresión logística, más del 75 % ($R^2 = 0,775$; Figura 24) de la favorabilidad total del modelo ha sido explicada por las cuatro primeras variables que entran en el modelo (caza mayor, temperatura máxima absoluta mes más frío, % matorral y altitud mínima). En este paso, se han obtenido 49 cuadrículas con favorabilidad alta (> 0,8), que suponen el 68,1 % de las obtenidas en el total del modelo en el último paso; y 125 cuadrículas con valores desfavorables (< 0,2), que conforman el 63,1 % de las mismas en el último paso.

Del total de las variables seleccionadas por el modelo (8 variables), cuatro han sido relacionadas con factores ambientales bióticos, cuatro con abióticos y ninguna con factores antrópicos (Figura 25 superior). El 46 % de la variación se ha explicado por factores bióticos, y el 41 % por abióticos (Figura 25 inferior).

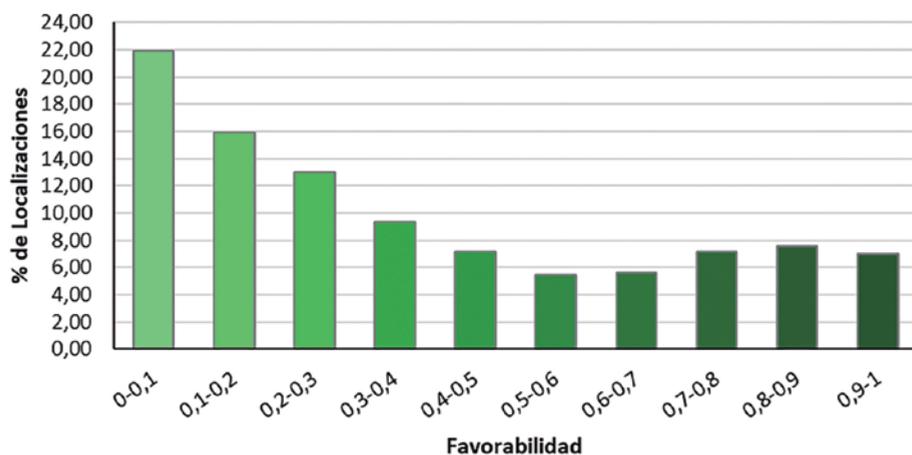


Figura 23. Porcentaje de localizaciones de parejas activas de alimoche común (*Neophron percnopterus*) en 10 clases de favorabilidad con pasos regulares de 0,1.

La correlación entre la abundancia de parejas reproductoras por cuadrícula UTM de 10 km de lado y los valores de favorabilidad para dicha cuadrícula, ha sido significativa ($R^2 = 0,233$, $p < 0,01$), indicando que los resultados no solo pueden ser un buen indicativo de la distribución potencial de la especie, sino también de la abundancia de parejas reproductoras que puede albergar una cuadrícula.

Las zonas fuente que han sido identificadas en Extremadura son abundantes ($n = 46$) y están concentradas principalmente en ciertas zonas de la provincia de Cáceres (Parque del Tajo Internacional, Sierra de San Pedro, Villuercas-Ibores). Por el contrario, las zonas sumidero son escasas ($n = 2$), una situada en la comarca de La Serena, y otra en la de Sierra de San Pedro (Figura 26).

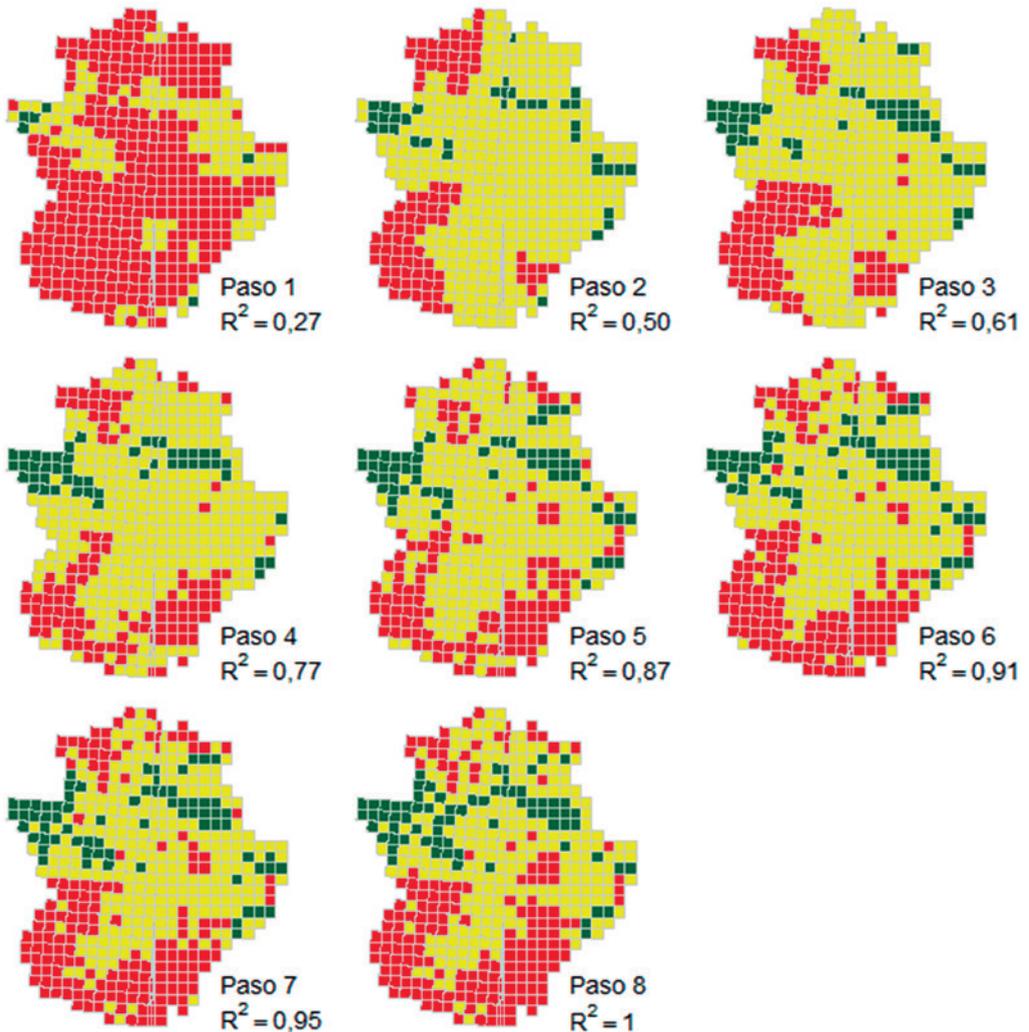
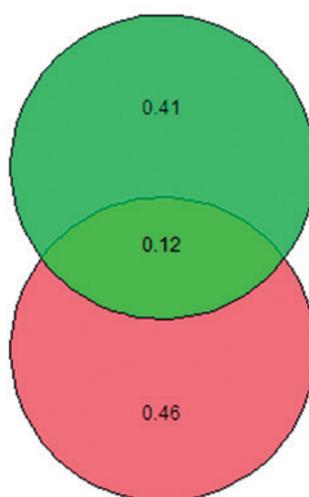


Figura 24. Resultados de las correlaciones de Pearson de la favorabilidad de cada paso de la regresión con el resultado final de favorabilidad del alimoche común (*Neophron percnopterus*).

| FACTORES AMBIENTALES ABIÓTICOS | FACTORES AMBIENTALES BIÓTICOS |
|--------------------------------|-------------------------------|
| AltMin (-) | CazaMa (+) |
| Rainday1 (+) | Lsi (+) |
| Tabsmx1 (-) | Mat (+) |
| Test (+) | Quesur (+) |

Factores Ambientales Abióticos



Factores Ambientales Bióticos

Figura 25. Clasificación de variables por factores (superior) y resultados de la partición de la variación (inferior) de los resultados de favorabilidad del alimoche común (*Neophron percnopterus*) en estos factores en tantos por uno.

La favorabilidad para el alimoche en Extremadura ha presentado heterogeneidad a lo largo de todo el territorio. La gran mayoría de zonas con alta favorabilidad son coincidentes con los núcleos en los que se agrupa la especie. Por el contrario, las zonas de baja favorabilidad se han encontrado mayoritariamente en el sur de la región, siendo prácticamente la totalidad de la provincia de Badajoz poco favorable para la especie; así como el área más septentrional de la comunidad, en las estribaciones del Sistema Central. Mientras que, en ciertos núcleos, gran parte de la superficie se ha clasificado como de alta favorabilidad (Tajo Internacional, Alagón, Ibores-Jara, Villuercas); existen otros en los que estas zonas altamente favorables se han encontrado en menor medida (Sierra de San Pedro, Riberos del Tajo y Almonte, La Serena). En el resto de grupos (La Siberia, Sistema Central y Sierras Centrales), la favorabilidad ha sido mayoritariamente intermedia, o incluso baja.

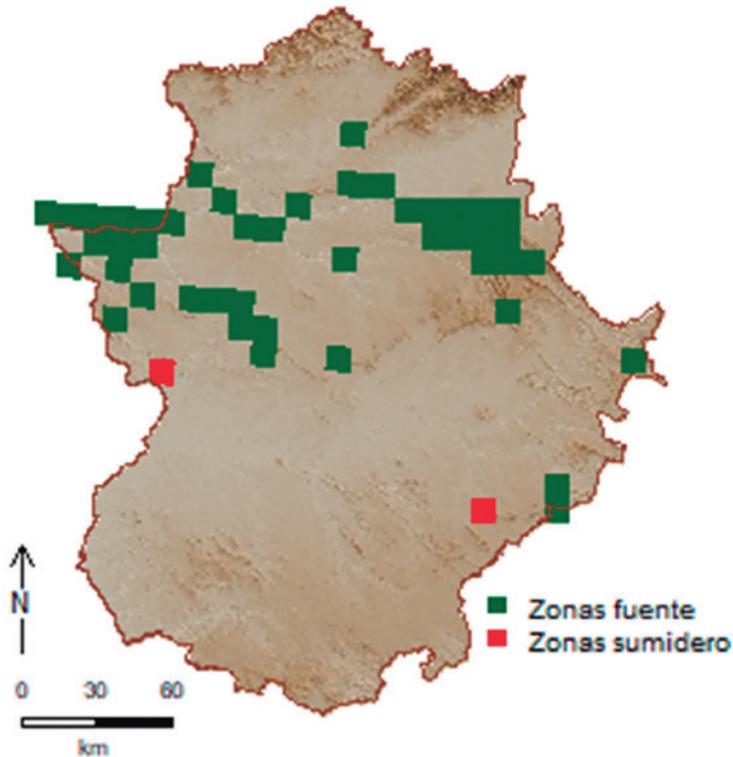


Figura 26. Zonas fuente (verde) y sumidero (rojo) del alimoche común (*Neophron percnopterus*) en Extremadura.

El alimoche se caracteriza por ser una especie altamente ligada a zonas de roquedos en los que pueden situar sus nidos (Cramp y Simmons, 1980). En Extremadura, la selección negativa que realiza por las menores altitudes —es decir, busca zonas de mayores altitudes mínimas—, es el resultado de la estrecha relación que presenta con los sustratos de nidificación rocosos, que en el caso de la comunidad extremeña, se concentran en las sierras que se encuentran a mayor altitud respecto al resto del territorio. La dependencia de zonas escarpadas para la nidificación y la influencia que tiene sobre la distribución de la especie, también se ha constatado en otras regiones (Buechley et al., 2018b; Khwarahm et al., 2021).

A estas zonas de mayores altitudes en Extremadura se le asocia una climatología específica, caracterizada por la estacionalidad de las temperaturas, mayores precipitaciones y menores temperaturas durante el mes de enero (GIC, 2000). La estacionalidad de las temperaturas es una de las variables que mayor influencia tienen en la distribución de la especie, tanto a nivel mundial a lo largo de África, Asia y Europa (Panthi et al., 2021), como a menor escala en determinadas regiones (India central; Jha y Jha, 2020). En el caso de la península ibérica, las mayores precipitaciones y menores temperaturas durante el mes de enero —características de estas zonas de mayores altitudes donde la especie puede encontrar los lugares adecuados para la nidificación—, pueden no tener una influencia negativa sobre el éxito reproductivo del alimoche, puesto

que su reproducción se inicia a mediados de marzo (Donázar *et al.*, 1994). En etapas más avanzadas del periodo reproductor (mayo-junio), el fracaso reproductivo se asocia a las precipitaciones durante dichos meses (Donázar y Ceballos, 1988; Zuberogoitia *et al.*, 2014).

En la comunidad extremeña, la distribución de la especie se encuentra muy ligada a las mayores densidades de presas de caza mayor (jabalí y ciervo), que aunque no son predominantes en su dieta, son consumidas por la rapaz (Tella, 1991; Margalida *et al.*, 2012; Karimov y Guliyev, 2017; Cabrera-García *et al.*, 2020). La relación directa de la abundancia de estas especies y el alimoche vendría explicada por el hábitat que comparten en la región, enmarcado en zonas de sierra con una composición y estructura de la vegetación donde predominan el matorral y el alcornoque, habiendo sido la presencia de esta quercínea también seleccionada por el modelo. El matorral ha sido descrito previamente como un elemento importante para el alimoche (Khwarahm *et al.*, 2021), puesto que, como se ha visto en otros lugares, configura su hábitat y caracteriza sus áreas de distribución (Sarà y Di Vittorio, 2003; Mateo-Tomás y Olea, 2009; Buechley *et al.*, 2018b; Farashi *et al.*, 2019); en los que busca y obtiene alimento (Donázar, 1993). Por su parte, el alcornoque en la región se agrupa en masas forestales formando los alcornocales luso-extremeños típicos y continentales, que se encuentran en altitudes de entre 400 y 775 m s. n. m. (Díaz *et al.*, 2009); de tal modo que la inclusión de este elemento en el modelo puede tener su explicación en que ambas especies se encuentran en zonas de mayores altitudes en la región. Por último, cabe destacar que en las zonas en las que se distribuye la especie, existe cierta heterogeneidad del hábitat, marcada por la selección positiva de las longitudes de borde de parche en el modelo. Los hábitats heterogéneos albergan mayor diversidad de especies (Atauri y de Lucio, 2001), de tal modo que se incrementa la disponibilidad de recursos alimenticios para la especie (Carrete *et al.*, 2007; Mateo-Tomás y Olea, 2015).

Los resultados del modelo permiten identificar las zonas fuente, con territorios presentes en áreas de alta favorabilidad, y las zonas sumidero, con territorios en áreas de baja favorabilidad. La existencia de una correlación positiva significativa entre el número de parejas y las zonas de alta favorabilidad estaría mostrando una serie de lugares que son susceptibles a la colonización, puesto que no hay presencia de la especie en ellos, que podrían albergar varios territorios y que conforman hasta el 47,59 % del total de cuadrículas favorables (Tabla 7).

Por el contrario, del total de cuadrículas no favorables en Extremadura, el 5,71 % tienen presencia de la especie (Tabla 7). Este hecho estaría indicando que, a pesar de la gran cantidad de zonas favorables existentes, no siempre existe gran disponibilidad de territorios en las mismas (ej. no hay existencia de sustratos para la nidificación), de tal forma que algunos individuos que se incorporan a la población reproductora tienen que asentarse en zonas con menor favorabilidad. A medida que se van ocupando los territorios de alta calidad primero y los de inferior calidad después, se espera que disminuya la fecundidad media de la población a la misma vez que aumenta el tamaño poblacional (Rosenzweig, 1991; Sutherland, 1996; Rodenhouse *et al.*, 1997; Gill *et al.*, 2001; Sutherland y Norris, 2002).

2. RELACIÓN DE LA ESPECIE CON LOS ESPACIOS PROTEGIDOS DE EXTREMADURA

2.1. INTRODUCCIÓN

Un área protegida es un *“espacio geográfico claramente definido, reconocido, dedicado y administrado a través de medios legales y otros medios efectivos, para lograr la conservación a largo plazo de la naturaleza con sus servicios ecosistémicos y valores culturales asociados”* (UICN, 2008). Estas áreas son herramientas esenciales para la preservación de especies y conservación de la biodiversidad a nivel mundial (Watson et al., 2014).

En España, existen distintas figuras legislativas que han ido modelando la conservación de los espacios naturales en el territorio nacional. En 1989, se creó la Ley 4/1989, de 27 de marzo, de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestre, que traspuso al ordenamiento jurídico interno parte de la Directiva 79/409/CEE, del Consejo, de 2 de abril, relativa a la conservación de las aves silvestres. Más adelante, a través del Real Decreto 1997/1995, de 7 de diciembre, por el que se establecen medidas para contribuir a garantizar la biodiversidad mediante la conservación de los hábitats naturales de la fauna y la flora silvestres, se traspuso la Directiva Europea 92/43/CEE, del 21 de mayo, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres. Este hecho, supuso la puesta en marcha de la Red Natura 2000, que creó una serie de obligaciones en materia de espacios naturales protegidos por las administraciones competentes, entre las que se encuentran las Comunidades Autónomas.

En Extremadura, en 1998 a través de la Ley 8/1998, de 26 de junio, de Conservación de la Naturaleza y Espacios Naturales de Extremadura, se establecieron las zonas del territorio extremeño que fueron declaradas Espacios Naturales Protegidos, creando de esta forma la Red de Espacios Naturales Protegidos de Extremadura (RENPEX). La implantación del corredor ecológico Natura 2000 se hace patente en la comunidad extremeña con la creación de la Ley 9/2006, de 23 de diciembre, que modificó a la Ley 8/1998 y clasificó las Áreas Protegidas de Extremadura en Espacios Naturales Protegidos y en Zonas de la Red Natura 2000. La Red Natura 2000 está compuesta por Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA) y Zonas Especiales de Conservación (ZEC). Las primeras se encuentran designadas por la Directiva de aves 79/409/CEE, mientras que las segundas derivan de la propia Directiva Hábitats 92/43/CEE. Tanto las figuras pertenecientes a RENPEX como a la Red Natura 2000 están integradas en lo que se conoce como la Red de Áreas Protegidas de Extremadura (RAPEX), donde además se pueden encontrar otras figuras de importancia internacional como el Parque Nacional de Monfragüe, las Reservas de la Biosfera y las zonas Ramsar.

Debido a la importancia para la conservación que tienen los espacios protegidos, la determinación de su efectividad en la representación y el mantenimiento de la biodiversidad es un tema a tener en cuenta en la planificación sistemática de la conservación (Margules y Pressey, 2000; Scott et al., 2001; Gaston et al., 2002). En el caso de las aves, este tipo de planificación requiere conocer qué tipo de prioridades en materia de conservación requiere cada especie, y posteriormente, identificar cuáles son los lugares idóneos para protegerlas. De igual forma, es necesaria la evaluación de la efectividad de dichas zonas, para proponer modificaciones en caso de que no estén cumpliendo las funciones para las cuáles fueron diseñadas o no proporcionen una cobertura de protección correcta (López-López et al., 2007a; Rosso et al., 2018; Marchowski et al., 2020).

2.2. METODOLOGÍA

2.2.1. Estudio de la relación del alimoche común con los espacios protegidos de Extremadura

Se ha realizado un análisis de todas aquellas plataformas y nidos activos de la especie que quedan incluidos en RENPEX, ZEC y ZEPA. Para ello se ha establecido como criterio de inclusión el que al menos una de las plataformas de las diferentes parejas coincidiera espacialmente con alguno de estos espacios mencionados. También se han tenido en cuenta los espacios limítrofes de Extremadura, tanto con Portugal como con el resto de comunidades autónomas.

Para RENPEX, se ha utilizado la cartografía disponible en el Sistema de Información Territorial de Extremadura (SITEX) (SITEX, 2021), y en el Banco de Datos de la Naturaleza (BDN) (Ministerio para la Transición Ecológica y Reto Demográfico) (MITECO, 2021). Este último caso para aquellas parejas que tenían alguna plataforma localizada en otras comunidades autónomas. Para aquellas plataformas localizadas en Portugal, se han establecido como pertenecientes a esta categoría las que coincidían con los espacios de la Red Nacional de Áreas Protegidas (RNAP) establecidos por el *Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas* (ICNF, 2021), que corresponden a la Sierra de San Mamede, Tajo Internacional y Sierra Malcata. En el caso de las figuras de la Red Natura 2000 (ZEC y ZEPA) el proceso ha sido similar, utilizando como cartografía de referencia la disponible en la *European Environment Agency* (EEA, 2021).

2.3. RESULTADOS

2.3.1. Relación del alimoche común con los espacios protegidos de Extremadura

Del total de 377 parejas de alimoche que se han registrado desde 2005 hasta 2019, 316 parejas, un 83,82 % del total, se han encontrado dentro del conjunto formado por las tres figuras de protección (RENPEX, ZEPA y ZEC) (Figura 27.A).

Por separado, RENPEX ha albergado un total de 172 parejas, lo que supone el 45,62 % del total (Figura 27.B). En el caso de las figuras de la Red Natura, mientras que las ZEC han acumulado 263 parejas, representando el 69,76 % de la población (Figura 27.C), las ZEPA han incluido hasta 302 parejas, constituyendo el 80,11 % del total de individuos (Figura 27.D).

El 30,71 % de la superficie de Extremadura está cubierta por distintas figuras de protección, ya sean RENPEX o Red Natura 2000 (Tabla 8). Hay que tener en cuenta que estas figuras de protección sufren un alto grado de solapamiento. El 87,71 % de la superficie de las ZEC se encuentra incluida en las ZEPA; mientras que el 95 % del área de RENPEX se encuentra dentro de la propia Red Natura 2000. RENPEX se creó con el objetivo de proteger zonas que fueran particulares por la representatividad, singularidad, rareza, fragilidad o interés de sus elementos o sistemas naturales. Por otra parte, las ZEC se encaminan a la protección de hábitats naturales y/o de las poblaciones de especies para las cuales se haya designado el lugar de ZEC (no necesariamente solo aves). Las ZEPAS tienen la exclusividad de la protección de la avifauna, puesto que tienen como función la conservación de determinadas áreas con el fin de asegurar la supervivencia y la reproducción de las especies de aves.

| FIGURA | | SUPERFICIE (HA) | % SUPERFICIE |
|----------------------------|-----------------|-----------------|--------------|
| Espacios protegidos | | 1.280.081,05 | 30,71 |
| | RENPEX | 317.232,32 | 7,61 |
| | Red Natura 2000 | 1.264.267,33 | 30,33 |
| | ZEPA | 1.102.724,84 | 26,46 |
| | ZEC | 934.102,49 | 22,41 |
| Extremadura | | 4.167.919,05 | |

Tabla 8. Superficie (ha) ocupada por las distintas figuras de protección de la naturaleza en Extremadura y porcentaje de superficie que suponen en todo el territorio extremeño.

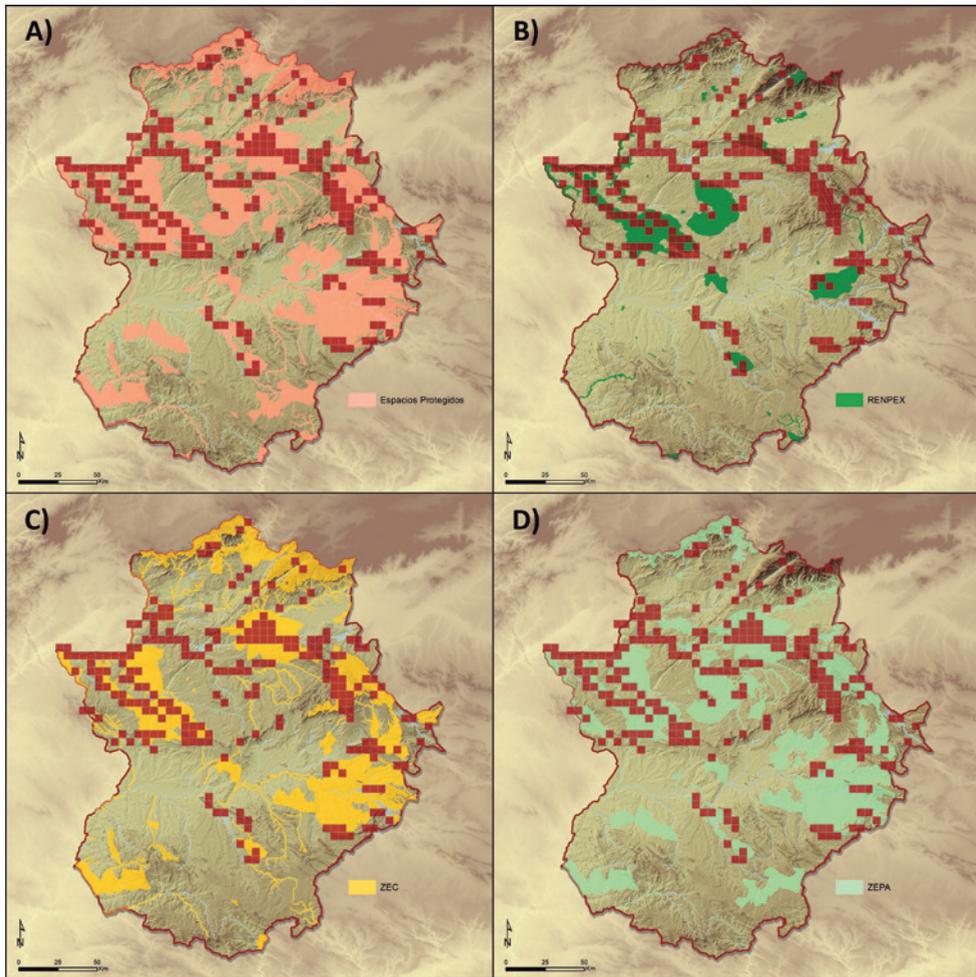


Figura 27. Mapas de la extensión de los distintos espacios protegidos de Extremadura, junto a la distribución de los territorios de alimoche común (*Neophron percnopterus*). A) Totalidad de los Espacios Protegidos; B) RENPEX; C) ZEC; D) ZEPA.

3. TAMAÑO DE LA POBLACIÓN

3.1. INTRODUCCIÓN

Aunque el término “población” puede definirse de varias formas, por lo general, consiste en un conjunto de individuos de la misma especie que habitan en un lugar concreto (Smith y Smith, 2006). Para la Lista Roja de la UICN, una población es el número total de individuos existentes en todas las áreas en las que se distribuye la especie, y el tamaño poblacional se estima teniendo en cuenta únicamente a los individuos reproductores de la población (UICN, 2019).

Los valores poblacionales de una especie a lo largo de series temporales extensas y las tendencias que estos siguen son fundamentales, dado que constituyen la base de la que se parte para valorar el estado de conservación de la misma. Las poblaciones más pequeñas sufren tasas de extinción más acusadas que aquellas poblaciones que ostentan tamaños mayores (Jones y Diamond, 1976; Diamond *et al.*, 1987; Pimm *et al.*, 1988; Soulé *et al.*, 1988; Berger, 1990; Pimm *et al.*, 1993; Rosenzweig, 1995). Es por ello que es de vital importancia monitorizar el número de individuos que conforman una población, para detectar posibles reducciones que puedan afectar a su estatus de conservación, y por lo tanto, al grado de amenaza al que se enfrentan (UICN, 2012a).

3.2. METODOLOGÍA

Ver 1.2.1. *Censo de la especie en la metodología del apartado 1. Distribución.*

3.3. RESULTADOS

3.3.1. Tamaño de la población general

El promedio de territorios regentados en toda la serie temporal ha sido de $162,07 \pm 13,21$ territorios. El promedio de los últimos cinco años, que ofrece una visión del tamaño de la población actual, ha sido de $160,20 \pm 4,15$. El total de territorios regentados ha variado a lo largo de la serie temporal, hasta alcanzar el máximo de 180 territorios en los años 2007 y 2013, y el mínimo de 123 en 2005 (Figura 28). Los datos de 2019, los más actuales, han mostrado un total de 154 territorios.

En cuanto al número de territorios abandonados definitivos —habiéndose considerado territorios de este tipo aquellos en los cuales se ha constatado el abandono por parte de la pareja durante al menos, los últimos 4 años consecutivos de su propia serie temporal—, el promedio para toda Extremadura ha sido de $10,20 \pm 7,52$ territorios abandonados. El máximo se ha producido en 2009, con 23 territorios abandonados, mientras que el mínimo se ha dado en 2016, con 4 territorios. En los últimos tres años del periodo de estudio no se han registrado territorios abandonados, puesto que no se puede cumplir la premisa de que las parejas hayan abandonado el territorio los 4 últimos años.

Al igual que se produce el abandono de territorios, también se produce la colonización de nuevos territorios. En el caso del alimoche, no se han observado diferencias significativas entre el número de territorios abandonados y nuevos territorios (Test de U-Mann Whitney, $U = 110,5$, $p > 0,05$), lo que indica un equilibrio entre el abandono y la ocupación de nuevos territorios por parte de la especie (Figura 29).

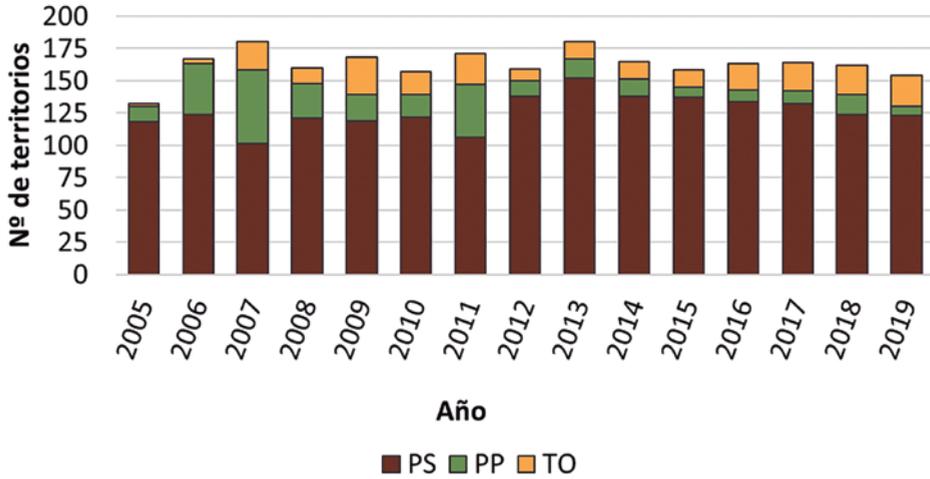


Figura 28. Número de territorios regentados (parejas seguras (PS) + parejas probables (PP) + territorios ocupados (TO)) por el alimoche común (*Neophron percnopterus*) entre 2005 y 2019.

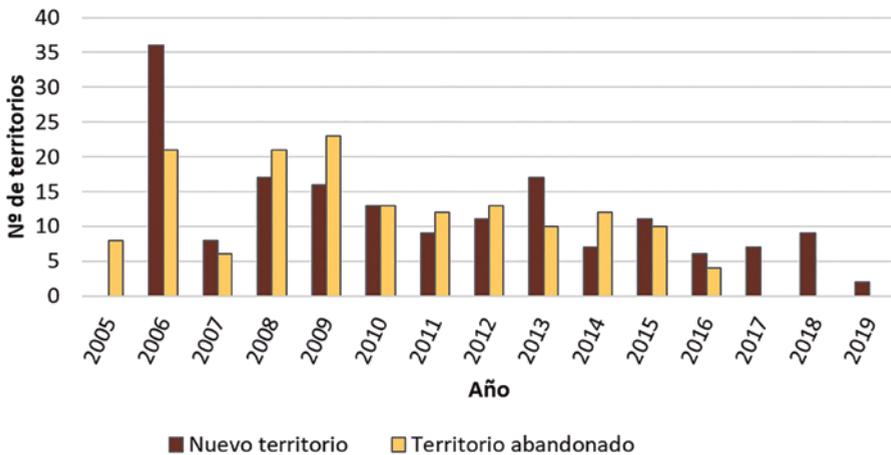


Figura 29. Número de nuevos territorios y territorios abandonados por el alimoche común (*Neophron percnopterus*) entre 2005 y 2019.

Analizando el número total de parejas controladas a lo largo de la serie temporal tras el último evento de abandono, se ha observado que el 63,01 % de las parejas volvían a ser parejas seguras (PS), mientras que el 32,88 % regentaban el territorio (TO), y el 4,11 % fueron consideradas parejas probables (PP). Esto indica que gran parte de los territorios abandonados eran zonas de gran atractivo para el alimoche, que tras un evento de abandono producido por causas de diversa índole, han vuelto a ser ocupados. Respecto al estatus previo al abandono, se ha podido observar que el 64,14 % de las parejas eran parejas seguras (PS), mientras que el 21,52 % eran territorios ocupados (TO) y el 12,35 % eran parejas probables (PP).

3.3.2. Tamaño de la población en cada uno de los núcleos de estudio

En el caso de los núcleos en los que se agrupa la especie, el mayor promedio de territorios regentados se ha observado en Riberos del Tajo y Almonte, con valores medios de $29,93 \pm 3,33$ territorios, seguido muy de cerca por el Tajo Internacional ($26,40 \pm 7,60$ territorios) y Sierra de San Pedro ($23,80 \pm 1,90$) (Tabla 9). En cambio, el núcleo con los datos más bajos ha sido Sierras Centrales ($5,00 \pm 2,20$). Por su parte, el Tajo Internacional ha sido el núcleo en el que mayor número de territorios regentados se han llegado a alcanzar en un único año, con 41 territorios en 2013.

En cuanto a los territorios abandonados se refiere, Tajo Internacional es el núcleo que ha registrado a lo largo de todo el periodo de estudio un mayor promedio, con $2,27 \pm 1,98$ territorios abandonados (Tabla 10), seguido por Riberos del Tajo y Almonte ($1,53 \pm 1,41$) y Alagón ($1,13 \pm 1,30$). Por el contrario, los núcleos que menor promedio de este tipo de territorios han albergado han sido La Serena ($0,27 \pm 0,80$), Sistema Central ($0,60 \pm 0,83$) y Sierras Centrales ($0,60 \pm 0,99$). De nuevo, el Tajo Internacional es el núcleo que destaca por tener el mayor número de territorios abandonados en un único año, con 7 territorios en 2006.

Respecto al estatus de las parejas de forma previa y posterior al último evento de abandono del territorio registrado para cada una de ellas, se puede observar un análisis detallado en la Tabla 11.

Por otra parte, se ha relacionado el tamaño poblacional de Sierras Centrales -único núcleo en el que se han observado cambios significativos en su extensión (Ver apartado 1.3.3. *Evolución de los núcleos de alimoche común*) -, con el promedio de su superficie tanto para principios de la serie temporal, como para finales. De este modo, se ha podido observar que la reducción del tamaño del núcleo se ha producido por una disminución de los territorios de la especie en la zona (Figura 30).

| | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 | 2011 | 2012 | 2013 | 2014 | 2015 | 2016 | 2017 | 2018 | 2019 | PROM. | DESV. ESTÁND. |
|-----------------------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|-------|---------------|
| Sistema Central | 8 | 10 | 10 | 8 | 9 | 7 | 6 | 7 | 7 | 5 | 7 | 8 | 5 | 8 | 6 | 7,40 | 1,55 |
| Alagón | 12 | 14 | 21 | 18 | 18 | 20 | 24 | 19 | 19 | 15 | 19 | 21 | 24 | 18 | 17 | 18,60 | 3,31 |
| Riberos del Tajo y Almonte | 29 | 25 | 23 | 29 | 34 | 35 | 33 | 28 | 31 | 31 | 29 | 29 | 28 | 31 | 34 | 29,93 | 3,33 |
| Ibores-Jara | 21 | 18 | 16 | 20 | 22 | 18 | 17 | 20 | 18 | 17 | 13 | 16 | 17 | 19 | 15 | 17,80 | 2,37 |
| Tajo Internacional | 7 | 26 | 31 | 23 | 26 | 17 | 27 | 22 | 41 | 32 | 28 | 27 | 32 | 27 | 30 | 26,40 | 7,60 |
| Sierra de San Pedro | 22 | 26 | 27 | 24 | 22 | 20 | 26 | 23 | 22 | 26 | 24 | 24 | 23 | 24 | 24 | 23,80 | 1,90 |
| Villuercas | 10 | 17 | 18 | 10 | 12 | 12 | 13 | 16 | 16 | 12 | 13 | 13 | 13 | 14 | 13 | 13,47 | 2,36 |
| La Siberia | 9 | 11 | 11 | 13 | 11 | 9 | 10 | 10 | 11 | 11 | 11 | 11 | 8 | 8 | 4 | 9,87 | 2,10 |
| La Serena | 8 | 9 | 11 | 7 | 5 | 8 | 6 | 6 | 7 | 8 | 6 | 6 | 8 | 7 | 6 | 7,20 | 1,52 |
| Sierras Centrales | 5 | 9 | 10 | 6 | 5 | 7 | 5 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 2 | 3 | 3 | 5,00 | 2,20 |
| Territorios independientes | 1 | 2 | 2 | 2 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 3 | 2 | 3,20 | 1,08 |

Tabla 9. Número de territorios regentados (PS+PP+TO) por año en cada uno de los núcleos de alimoche común (*Neophron percnopterus*). (Prom: promedio; Desv. Estánd: Desviación Estándar).

| | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 | 2011 | 2012 | 2013 | 2014 | 2015 | 2016 | 2017 | 2018 | 2019 | PROM. | DESV. ESTÁND. |
|-----------------------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|-------|------------------|
| Sistema Central | 0 | 2 | 0 | 2 | 1 | 1 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,60 | 0,83 |
| Alagón | 3 | 0 | 0 | 4 | 2 | 2 | 0 | 2 | 2 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1,13 | 1,30 |
| Riberas del Tajo y Almonte | 2 | 3 | 1 | 1 | 5 | 2 | 1 | 0 | 1 | 2 | 3 | 2 | 0 | 0 | 0 | 1,53 | 1,41 |
| Ibores-Jara | 0 | 5 | 0 | 0 | 1 | 3 | 0 | 1 | 1 | 2 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1,00 | 1,46 |
| Tajo Internacional | 1 | 7 | 1 | 1 | 4 | 1 | 3 | 4 | 3 | 4 | 3 | 2 | 0 | 0 | 0 | 2,27 | 1,98 |
| Sierra de San Pedro | 0 | 1 | 1 | 3 | 2 | 0 | 1 | 2 | 2 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,87 | 0,99 |
| Villuercas | 0 | 2 | 2 | 0 | 6 | 0 | 2 | 0 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1,00 | 1,65 |
| La Siberia | 1 | 0 | 0 | 5 | 2 | 3 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,80 | 1,47 |
| La Serena | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,27 | 0,80 |
| Sierras Centrales | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 | 1 | 2 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,60 | 0,99 |
| Territorios independientes | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,13 | 0,35 |

Tabla 10. Número de territorios abandonados (TA) definitivos por año en cada uno de los núcleos de alimoche común (*Neophron percnopterus*). (Prom: promedio; Desv. Estánd: Desviación Estándar).

| | ESTATUS PREVIO AL ABANDONO | | | ESTATUS POSTERIOR AL ABANDONO | | |
|-----------------------------------|----------------------------|-------|-------|-------------------------------|-------|-------|
| | TO | PS | PP | TO | PS | PP |
| Sistema Central | 33,33 | 41,67 | 25,00 | 50,00 | 0,00 | 50,00 |
| Alagón | 23,33 | 63,33 | 13,33 | 28,57 | 71,43 | 0,00 |
| Riberos del Tajo y Almonte | 12,50 | 85,00 | 2,50 | 28,57 | 71,43 | 0,00 |
| Ibores-Jara | 20,00 | 70,00 | 10,00 | 57,14 | 28,57 | 14,29 |
| Tajo Internacional | 20,37 | 64,81 | 14,81 | 22,73 | 72,73 | 4,55 |
| Sierra de San Pedro | 21,88 | 59,38 | 18,75 | 22,22 | 77,78 | 0,00 |
| Villuercas | 9,09 | 72,73 | 18,18 | 100,00 | 0,00 | 0,00 |
| La Siberia | 35,71 | 35,71 | 28,57 | 66,67 | 33,33 | 0,00 |
| La Serena | 23,08 | 61,54 | 15,38 | 33,33 | 66,67 | 0,00 |
| Sierras Centrales | 40,00 | 40,00 | 20,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |

Tabla 11. Porcentaje de parejas en función del estatus (TO, PS y PP) que tenían tanto de forma previa al último evento de abandono del territorio registrado, como de forma posterior.

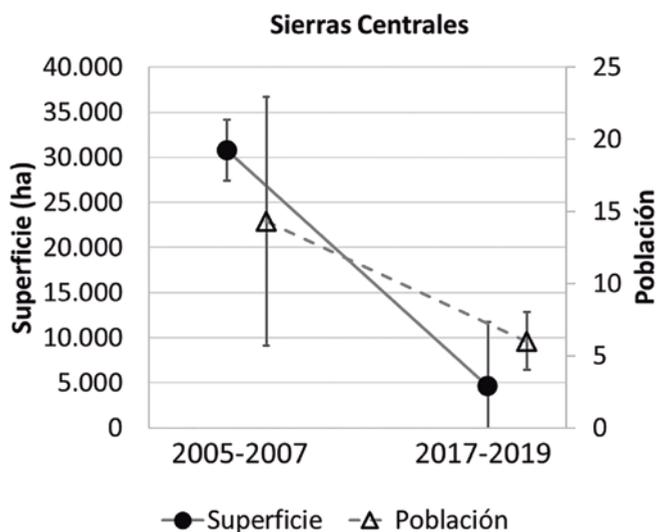


Figura 30. Relación del promedio de superficie y población para el núcleo de Sierras Centrales desde inicios de la serie temporal (2005-2006-2007) hasta finales de la misma (2017-2018-2019).

3.3.3. Población invernante en Extremadura

Si bien el alimoche común en España es considerado migrador, se han localizado varias zonas en las que existen poblaciones sedentarias e invernantes, creándose dormitorios de un número variable de individuos. En las poblaciones sedentarias en los archipiélagos se forman dormitorios comunales invernales de hasta 100 ejemplares en la isla de Fuerteventura en el caso de las Islas Canarias (Donázar *et al.*, 2002b), y de hasta medio centenar de individuos en Menorca, en las Baleares (Congost y Muntaner, 1974; De Pablo, 2009).

En la península, las citas invernales son raras y dispersas. Sin embargo, existen datos de dormitorios y concentraciones invernales en Doñana (Donázar, 2012) y Extremadura (Cáceres) (datos de la Junta de Extremadura; Morant *et al.*, 2020). En Extremadura, las primeras observaciones de ejemplares invernantes se remontan a 1990 con la observación de un dormitorio de 15 ejemplares en la Sierra de San Pedro (Domingo Rivera com. per.). Desde el año 2001 se tiene constancia de la presencia de ejemplares de la especie en el centro-oeste de la provincia de Cáceres con datos de censos anuales realizados por SEO-Cáceres de un dormitorio conocido en el periodo 2006-2013 (Sánchez *et al.*, 2020; Figura 31). En el invierno de 2013 el Servicio de Conservación de la Naturaleza y Áreas Protegidas de la Dirección General de Sostenibilidad de la Junta de Extremadura inició un estudio de la población invernante de la especie de dicha zona que incluía muestreos intensivos y el marcaje con emisores de GPS/GSM de ejemplares. Con el esfuerzo de muestreo invertido y los datos aportados por los emisores, se han podido localizar hasta la fecha 6 dormitorios, dos de ellos usados esporádicamente y de difícil seguimiento debido a la localización en la que se encuentran. En el marco de dicho estudio, se han realizado censos desde la invernada 2013-2014 hasta la invernada 2017-2018. Dichos censos han arrojado un máximo de 121 ejemplares, 97 ejemplares adultos y 24 subadultos en diciembre de 2017 (Figura 32, Figura 33). Paralelamente, SEO-Cáceres ha realizado un censo de los mismos dormitorios y en las mismas fechas, obteniendo valores más elevados de la población invernante, con un máximo de 135 individuos en diciembre de 2016 (Figura 31). Los datos obtenidos en el periodo 2013-2019 parecen indicar que la población se encuentra en aumento. Es importante señalar que la población invernante esta formada mayoritariamente por ejemplares adultos (mayores de 5 años de edad), representando un 75,98% del total de ejemplares (Morant *et al.*, 2020).

En el periodo 2013-2017 se han marcado un total de 13 ejemplares (3 machos adultos, 1 macho subadulto, 4 hembras adultas y 5 hembras subadultas), de los cuales un ejemplar perdió el emisor a los pocos meses de marcarse. De ellos, 3 ejemplares, pasaron los inviernos posteriores a la captura en África, y el resto en la zona de invernada extremeña. Asimismo, se han podido determinar las zonas de reproducción de 11 de ellos, ocupando 9 de ellos nidos en Extremadura, mayoritariamente a lo largo del valle del Tajo, 1 en el País Vasco y otro en Segovia.

Los movimientos de ejemplares marcados han puesto de manifiesto que durante la invernada usan un área relativamente pequeña, con un área de campeo (kernel 95%) que engloba un total de 121.015 ha y un área de uso principal (kernel 50%) de 14.878 ha. Se pudo comprobar que las distancias recorridas desde los dormitorios hasta las zonas de alimentación son mucho menores que aquellas recorridas por ejemplares que invernán en África (Morant *et al.*, 2020), lo cual, junto al mayor riesgo de mortalidad asociado a la migración, puede

representar una ventaja importante para esta población. Por otro lado, también se ha podido demostrar que los desplazamientos en la zona de invernada extremeña son más costosos energéticamente que aquellos en África, pudiendo ser otros factores, tales como la presencia de conspecificos, los que determinen la decisión de migrar o no (Morant et al., 2022).

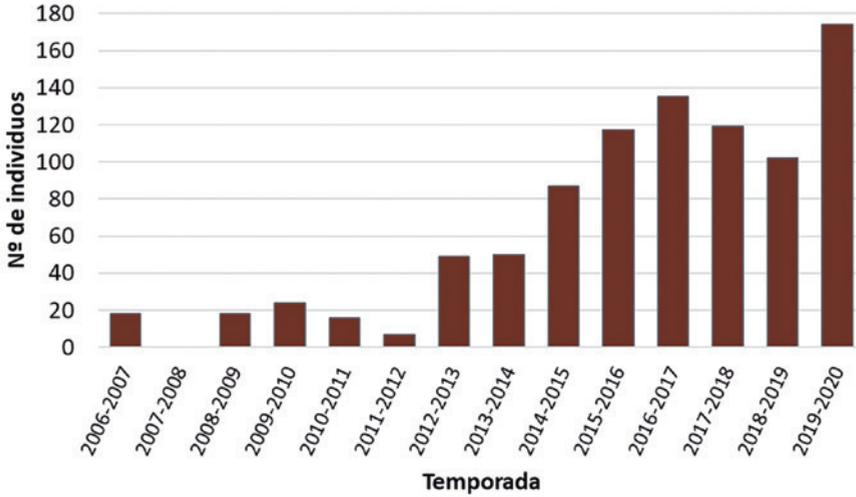


Figura 31. Número de alimoche comunes invernantes (*Neophron percnopterus*) en Extremadura. Fuente: Sánchez et al. (2020); Prieta (2022).

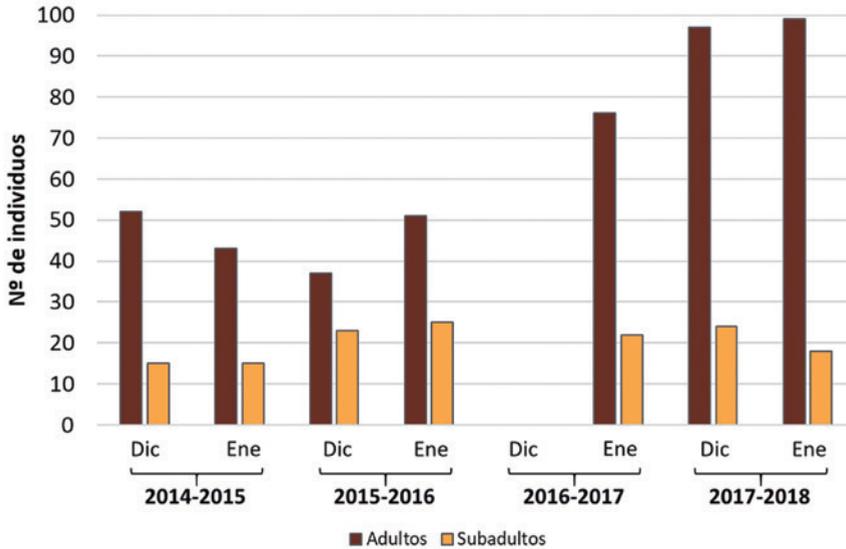


Figura 32. Número de alimoche comunes invernantes (*Neophron percnopterus*) en Extremadura en función de la categoría de edad a la que pertenecen. Fuente: Dirección General de Sostenibilidad, Junta de Extremadura; Morant et al. (2020).



Figura 33. Concentración de alimochos comunes invernantes (*Neophron percnopterus*) sobre árbol.
Autor: Ángel Sánchez.

4. TENDENCIA DE LA POBLACIÓN

4.1. INTRODUCCIÓN

El estudio de los tamaños poblaciones de una especie a lo largo de una serie temporal puede poner de manifiesto la existencia de fluctuaciones en dichos valores. No obstante, las fluctuaciones pueden ser inherentes a la población, de manera que ocurren de forma natural sin alterar el estado de conservación de la especie (Elton, 1924), o pueden tener un origen externo, que acabe desembocando en una disminución continuada del número de individuos a lo largo del tiempo, y por lo tanto, en la extinción de la especie. Por ello, para comprobar realmente el estado de conservación de una especie, junto a la distribución, tamaño y estructura de la población, se analiza también la tendencia de la misma (UICN, 2012a). De esta forma, se pueden detectar tendencias positivas, que indican que la población se encuentra en aumento, o negativas, que muestran que se está produciendo una reducción del número de efectivos. Con base en estos datos, se pueden tomar decisiones relativas a si las medidas de conservación aplicadas están siendo eficientes, o si por el contrario, se deben aumentar los esfuerzos para preservar la población.

4.2. METODOLOGÍA

Ver 1.2.1. *Censo de la especie* en la metodología del apartado 1. *Distribución*.

4.3. RESULTADOS

4.3.1. Tendencia de la población general

A nivel nacional, las tendencias proyectadas a corto plazo para el alimoche por la UICN y BirdLife International indican que la población ha aumentado (BirdLife International, 2021c), aunque dicho crecimiento ha sido muy lento y equilibrado en las distintas provincias en las que se tiene registro de la especie, aumentando en la mitad de ellas, y decreciendo en el resto (Del Moral y Molina, 2018).

En Extremadura, el número de parejas de alimoche apenas ha sufrido fluctuaciones a lo largo del periodo de estudio (2005-2019), de tal manera que la población de la especie se ha mantenido estable en los últimos años (Figura 34). En la comunidad extremeña, la evolución de la población a finales del siglo XX se debe tomar con cautela, puesto que el incremento de las 103 parejas censadas en 1987 a las 183 parejas del año 1993, se ha producido por mejoras en los esfuerzos de muestreo (Perea *et al.*, 1990; Sánchez y Rodríguez, 1994; Del Moral y Martí, 2002) (Figura 35). Desde entonces, y continuando la serie con los datos aportados en la presente monografía, se puede observar que, a pesar del ligero incremento en el número de parejas, la población de la especie se encuentra estable en la comunidad (Figura 35).

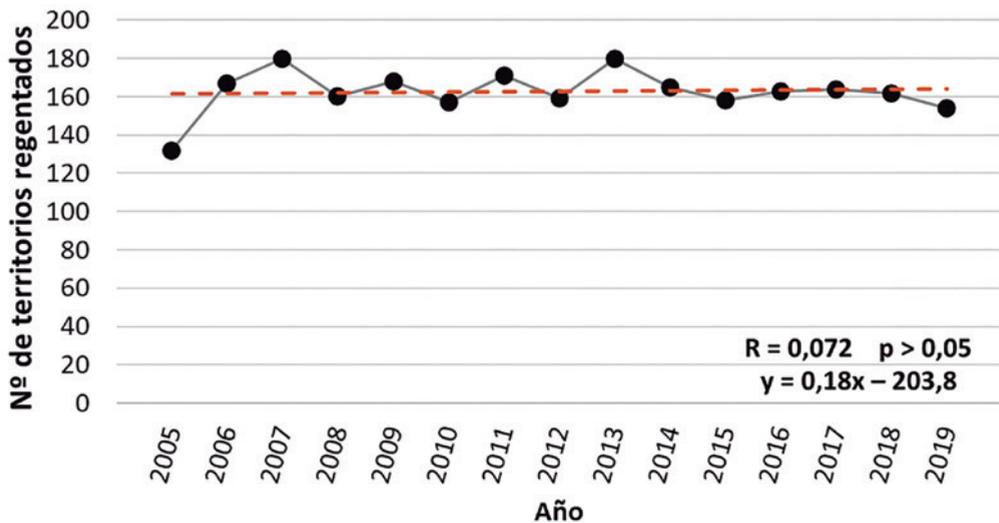


Figura 34. Tendencia de los territorios totales regentados (Parejas Seguras + Parejas Probables + Territorios Ocupados) por el alimoche común (*Neophron percnopterus*) entre los años 2005 y 2019.

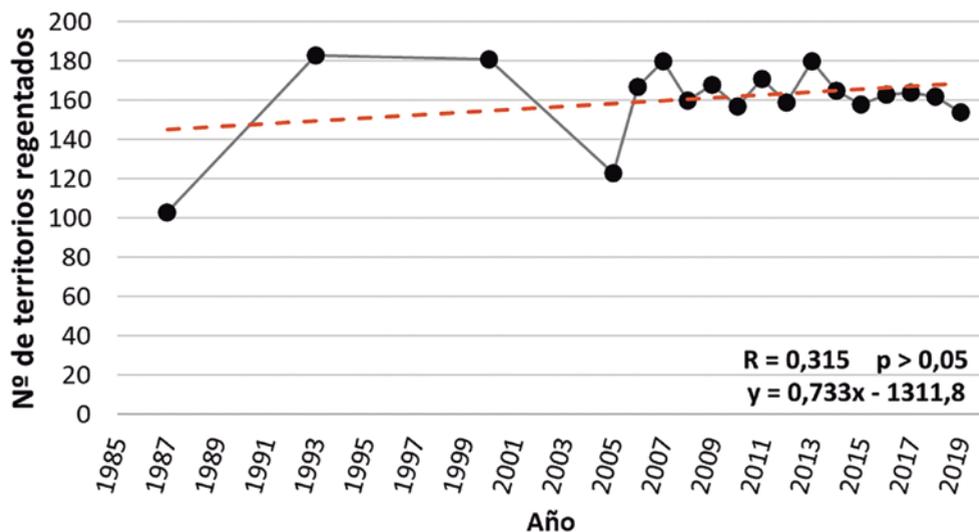


Figura 35. Tendencia histórica de los territorios totales regentados por alimoche común (*Neophron percnopterus*) en Extremadura. Fuente: Perea et al., 1990; Sánchez y Rodríguez, 1994; Del Moral y Martí, 2002; Datos presente estudio 2005-2019.

4.3.2. Tendencia de las poblaciones en cada uno de los núcleos de estudio

En la gran mayoría de núcleos, al igual que sucede a nivel regional, se ha observado que la especie se mantiene estable (Figura 36). En los núcleos del Sistema Central, La Siberia y Sierras Centrales, se han producido disminuciones significativas en el tamaño poblacional de la especie (Figura 36). En cuanto al Sistema Central y Sierras Centrales se refiere, tales disminuciones han ido en consonancia con una reducción de la extensión que abarcan dichos núcleos, siendo significativa en el caso del segundo, como se ha visto en apartados anteriores (Ver apartado 1.3.3. *Evolución de los núcleos de alimoche común*). Las tendencias negativas registrada en Sierras Centrales y La Siberia presentan una correspondencia con lo observado en la provincia de Badajoz en el último censo nacional de la especie, donde se detectó un moderado declive de la población en la provincia desde el año 2000 (Del Moral y Molina, 2018).

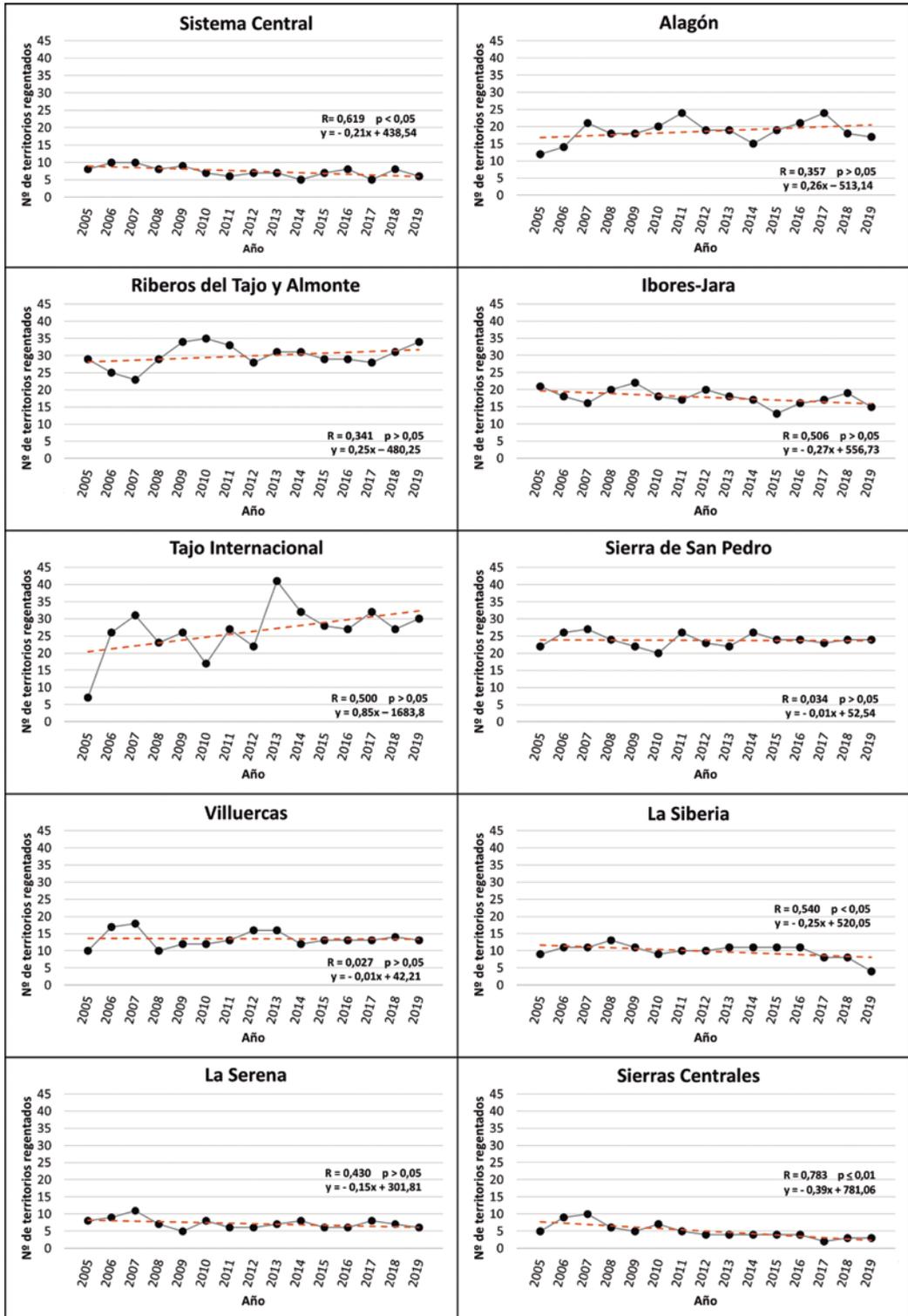


Figura 36. Tendencia de los territorios totales regentados (PS+PP+T0) por el alimoche común (*Neophron percnopterus*) en los distintos núcleos de estudio entre 2005 y 2019.

5. SELECCIÓN DE HÁBITAT DE LA ESPECIE EN EXTREMADURA

5.1. INTRODUCCIÓN

La palabra “hábitat” hace referencia al conjunto de factores ambientales físicos y biológicos que las especies utilizan para su supervivencia y reproducción (Block y Brennan, 1993). Mientras que el uso del hábitat se refiere al modo en el que un individuo o especie utiliza el mismo para satisfacer las necesidades de su historia vital (Hutto, 1985), la selección del hábitat se refiere al proceso jerárquico de respuestas conductuales que pueden resultar en el uso de los hábitats y que tienen efecto sobre la supervivencia y la eficacia biológica de los individuos (Hutto, 1985; Block y Brennan, 1993). Para poder establecer planes de gestión y conservación adecuados, es fundamental el estudio de esta relación entre las especies y sus hábitats (Morrison *et al.* 1998; Jones, 2001).

El hábitat de una especie está definido por una serie de variables que deben ser cuantificadas con el objeto de ser utilizadas como variables explicativas para el desarrollo de modelos predictivos de su distribución (Donázar *et al.*, 1993; Martínez *et al.*, 1999; Sánchez-Zapata y Calvo, 1999; Sergio *et al.*, 2003). En el caso de las aves rapaces, que muestran una gran selectividad respecto al hábitat (Janes, 1985), las variables del macro-hábitat (topografía, tipo de vegetación, disponibilidad de presas, presión humana, etc.) son factores importantes en la selección de los lugares de reproducción (Janes, 1985; Mosher *et al.*, 1987; Bosakowski y Speiser, 1994; Stern, 1998; McGrady *et al.*, 2002; Sergio *et al.*, 2004).

5.2. METODOLOGÍA

5.2.1. Selección de hábitat del alimoche común en Extremadura

Los datos de distribución de la especie procedentes de los censos anuales de la Dirección General de Sostenibilidad de la Junta de Extremadura, han sido utilizados para determinar los lugares de nidificación exactos (Ver apartado 1.2.1. *Censo de la especie*). A partir de cada una de estas posiciones, se han creado “buffers” de 5.680 m de radio para determinar las relaciones existentes entre la especie y el hábitat que utiliza en Extremadura. Para estudiar el hábitat de la especie en la comunidad se han creado buffers para cada una de las ubicaciones seleccionadas, de un radio de 5.680 m. El radio se ha estimado en base a datos de estudios previos de seguimiento de ejemplares marcados con transmisores GPS (López-López *et al.*, 2014b), tomando como base la medida intermedia entre el área de campeo (Kernel del 95 %) y el área de actividad central (Kernel del 50 %), que englobaría por tanto el área de uso activo, donde los individuos pasan la mayoría del tiempo, realizando actividades como la alimentación o el roosting (Kernel del 75 %; Bosch *et al.*, 2010; Martínez-Miranzo *et al.*, 2016; Perona *et al.*, 2019). El buffer de 5.680 m se ha aplicado a todas aquellas ubicaciones de plataforma/nido que fueron utilizadas (PS, PP) o regentadas (TO) por parejas en el periodo 2017-2019. Para aquellas parejas que ocuparon más de una plataforma en este periodo, pero que se entiende que hacen uso año tras año de los mismos recursos de su territorio (García-Ripollés *et al.*, 2010; López-López *et al.*, 2014a; Serrano *et al.*, 2021), se ha obtenido el valor promedio de las coordenadas UTM de las plataformas utilizadas (Figura 37.A). En el caso de los territorios ocupados (TO), también se ha utilizado el valor promedio

de todas las plataformas existentes en su territorio, todo ello con el fin de no aumentar el peso en el modelo de las parejas con más de una plataforma (Tabla 12).

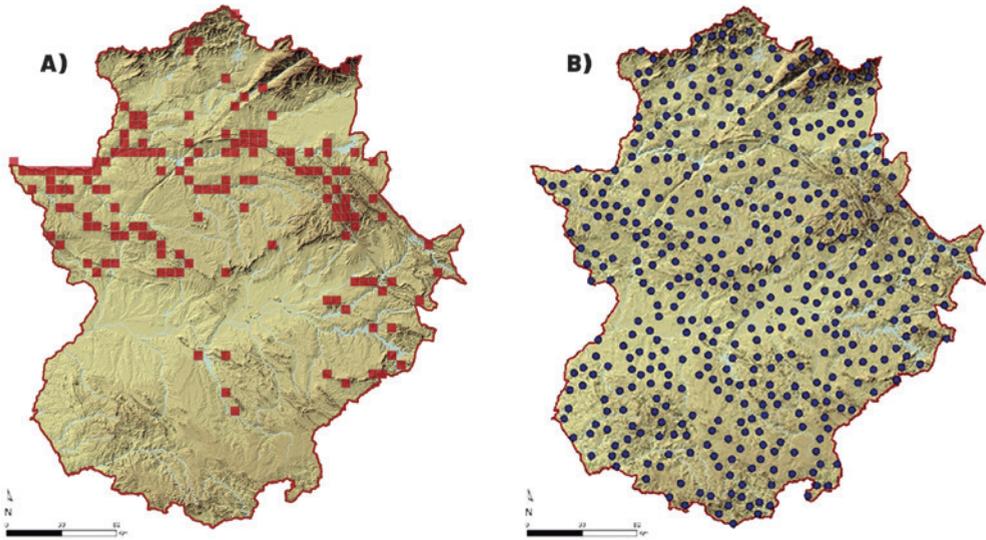


Figura 37. Localizaciones de parejas activas (n=221) de alimoche común (*Neophron percnopterus*) durante el periodo 2017-2019 (A) y áreas aleatorias (n=442) (B). Nota: en el estudio se han utilizado buffers de 5.680 m de radio, pero por sensibilidad de los datos, en A) no se han representado como tal.

| Nº DE PLATAFORMAS | Nº DE PAREJAS | % |
|-------------------|---------------|------------|
| 1 | 197 | 89 |
| 2 | 20 | 9 |
| 3 | 4 | 2 |
| Total | 221 | 100 |

Tabla 12. Número y porcentajes de parejas con una, dos y tres plataformas utilizadas en el periodo 2017-2019.

Los estudios de selección de hábitat requieren la comparación de las áreas de presencia de la especie con una selección de áreas aleatorias (ausencias) repartidas por toda el área de estudio, en proporción 1:2 (Morán-López *et al.*, 2006). Para establecer las localizaciones de ausencia de la especie se han creado 442 puntos aleatorios y su respectiva área buffer de 5.680 metros (Figura 37.B), separados una distancia mínima de 5.680 m entre ellos, evitando la localización de su centroide en los grandes embalses de Extremadura, núcleos urbanos y no pudiendo ser sus áreas coincidentes con ningún área de nidificación existente.

La selección del hábitat de la especie puede estar influenciada por distintos factores, definidos por una serie de variables explicativas (Anexo 1). Se han calculado los datos medios de una selección de dichas variables para cada uno de los buffer de 5.680 metros centrados en los nidos de la especie, mediante las herramientas de estadística zonal del software ArcGIS 10.1.

El resto del proceso para obtener el modelo final de la selección del hábitat de la especie en la comunidad, junto a su favorabilidad, se ha realizado conforme a la metodología explicada en el apartado para el estudio del modelo de distribución (Ver apartado 1.2.4. *Modelo de distribución espacial del alimoche común en Extremadura*). Los cálculos y tratamientos estadísticos de estos datos se han realizado mediante el software R versión 4.2.0, con los mismos paquetes mencionados anteriormente.

5.3. RESULTADOS

5.3.1. Selección de hábitat del alimoche común en Extremadura

En el caso del estudio del hábitat del alimoche en Extremadura, la técnica FDR ha mostrado un resultado de 52 variables significativas de un total de 89 variables disponibles. De éstas, la exclusión de variables altamente correlacionadas ha permitido mantener 40, que han sido las incluidas en el modelo final de regresión logística, y que a su vez ha configurado finalmente en 15 pasos, un modelo de 9 variables explicativas, estadísticamente significativas ($p < 0,05$) en todos los casos (Tabla 13). Los valores de bondad del modelo han indicado que no han existido diferencias significativas ($p = 0,452$) entre lo observado y lo esperado en la prueba de Hosmer y Lemeshow (HyL = 7,809).

| | VARIABLES | β | E.T. | WALD | SIG. | EXP(B) |
|---|---------------|---------|-------|--------|-------|--------|
| 1 | AltMin (-) | -0,005 | 0,002 | 5,347 | 0,021 | 0,995 |
| 2 | Contag (-) | -0,084 | 0,021 | 16,111 | 0,000 | 0,920 |
| 3 | Qesur (+) | 0,135 | 0,030 | 20,025 | 0,000 | 1,144 |
| 4 | Tri (+) | 0,813 | 0,126 | 41,851 | 0,000 | 2,255 |
| 5 | LongCamin (-) | -0,068 | 0,020 | 11,564 | 0,001 | 0,935 |
| 6 | TSpr (+) | 0,107 | 0,025 | 18,989 | 0,000 | 1,113 |
| 7 | CazaMe (-) | -0,019 | 0,008 | 5,755 | 0,016 | 0,981 |
| 8 | DenPor (-) | -1,541 | 0,440 | 12,259 | 0,000 | 0,214 |
| 9 | NE (+) | 0,078 | 0,029 | 7,175 | 0,007 | 1,081 |
| | Constante | -10,832 | 4,487 | 5,827 | 0,016 | 0,000 |

Tabla 13. Variables en el último paso de la regresión logística (Paso 15), ordenadas por su inclusión en el modelo. β : coeficientes del parámetro de la ecuación, E.T: error típico, Wald: importancia en el modelo, Sig.: significación estadística, Exp(B): estimación de los Odd Ratio.

De entre todas las variables incluidas en el modelo, cuatro presentan una relación positiva con los hábitats seleccionados por la especie: porcentaje de FCC de *Quercus suber* (*Quesur*), índice de rugosidad o irregularidad topográfica (*Tri*), temperatura media de primavera (*TSpr*) y % de la superficie con orientación noreste (*NE*). Por el contrario, la altitud mínima (*AltMin*), el porcentaje de agregación de los parches (*Contag*), la densidad de longitud de caminos (*LongCamin*), la densidad de caza menor (*CazaMe*) y la densidad de ganado porcino (*DenPor*) presentan una relación negativa. El índice de rugosidad o irregularidad topográfica ha sido la variable con mayor peso en el modelo, mientras que la altitud mínima y la densidad de caza menor han sido las variables con menor importancia (Tabla 13).

En cuanto a los resultados de favorabilidad del hábitat se refiere, el 34,84 % de las localizaciones de parejas activas se han encontrado en el rango más alto de favorabilidad (0,9-1), no encontrando ninguna pareja en la categoría más desfavorable (0-0,1) (Figura 38).

Teniendo en cuenta las zonas con alta y baja favorabilidad (> 0,8 y < 0,2, respectivamente), se ha podido observar que la mitad de las localizaciones de la especie (50,2 %, 111 parejas) se han encontrado en zonas de alta favorabilidad, existiendo solo 7 parejas (3,2 %) en zonas de baja favorabilidad. El 46,6 % restante (103 parejas), se han dado en lugares con favorabilidad de hábitat intermedia (0,2-0,8).

Finalmente, existe una correlación positiva significativa entre la favorabilidad del hábitat de la especie, con las favorabilidades obtenidas para la distribución que el alimoche presenta en Extremadura ($r_s = 0,70$, $p < 0,01$; Figura 39) (Ver apartado 1.3.4. *Modelo de distribución espacial del alimoche común en Extremadura*).

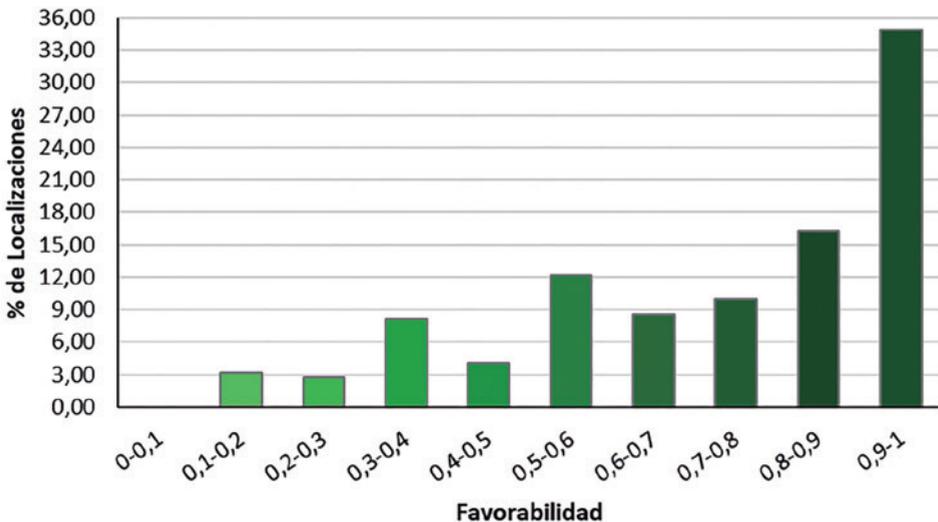


Figura 38. Porcentaje de localizaciones de parejas activas del alimoche común (*Neophron percnopterus*) en 10 clases con pasos regulares de 0,1.

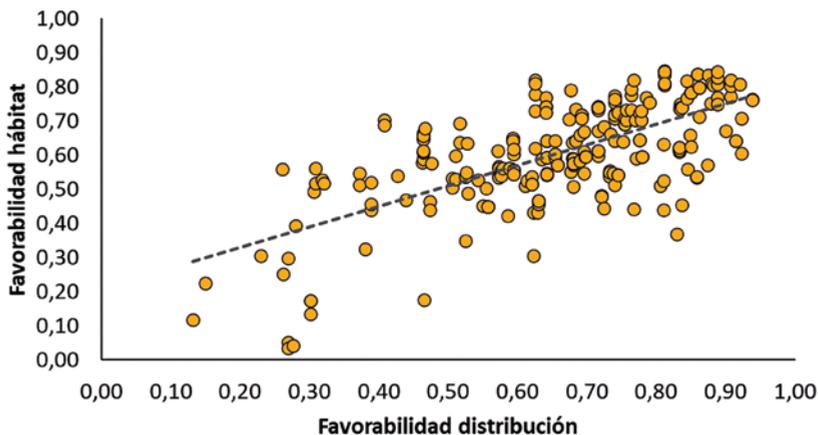


Figura 39. Correlación de la favorabilidad obtenida en el estudio de la selección de hábitat por parte de la especie con la favorabilidad del modelo de distribución obtenida en apartados anteriores (Ver apartado 1.3.4. *Modelo de distribución espacial del alimoche común en Extremadura*).

En la selección del hábitat, las características a mayor escala se seleccionan antes que las de menor escala, mostrando, por lo tanto, que se trata de un proceso jerárquico (Johnson, 1980; Jones y Robertson, 2001). Este hecho se refleja en la propia selección que ha realizado el alimoche en Extremadura de las determinadas variables que caracterizan tanto su distribución (a una gran escala), como su hábitat (a una escala menor). Las variables que han conformado parte del modelo de distribución de la especie en la comunidad autónoma (mayores altitudes y superficie de alcornoque) han sido seleccionadas también en el modelo de selección del hábitat, remarcando la importancia de dichas variables para la rapaz (Ver apartado 1.3.4. *Modelo de distribución espacial del alimoche común en Extremadura*). Por el contrario, el resto de variables que han marcado la distribución (densidad de caza mayor, temperaturas absolutas máximas en el mes de enero, matorral, longitud de bordes, estacionalidad de la temperatura y número medio de días con lluvia en enero), parecen no ser decisivas para la especie a la hora de seleccionar su hábitat. En este nivel de selección menor, las variables que han influido en el modelo han sido: el porcentaje de agregación de los parches, el índice de rugosidad o irregularidad topográfica, la densidad de longitud de caminos, la temperatura media de primavera, la densidad de caza menor, la densidad de ganado porcino y las orientaciones al noreste.

El carácter rupícola del alimoche en la península ibérica, lo hace dependiente de zonas abruptas donde encuentran los lugares necesarios para poder situar sus nidos (Donázar, 1993). En Extremadura, estos lugares se encuentran en zonas de mayor altitud en comparación con el resto del territorio, de tal manera que en el modelo de selección de hábitat de la especie vuelve a destacar, con signo negativo, la variable indicativa de las bajas altitudes (Ver apartado 1.3.4. *Modelo de distribución espacial del alimoche común en Extremadura*). El índice de rugosidad o irregularidad topográfica tiene el mayor peso en el modelo, remarcando la gran importancia de la misma para el alimoche. Esta selección positiva de hábitats con un elevado índice de rugosidad queda reflejada en el hecho de que en España, prácticamente la totalidad de los nidos se encuentran en oquedades y cantiles

en roquedos (Donázar, 1993). De modo similar, otras variables asociadas con la orografía del terreno también son relevantes para explicar modelos de distribución en otras regiones, constatándose por tanto, la importancia de estos hábitats para la rapaz (Buechley et al., 2018b; Farashi et al., 2019; Khwarahm et al., 2021).

Respecto a la orientación de los nidos, en Extremadura la especie selecciona zonas orientadas hacia el noreste, resultado que contrasta con otras zonas de la península ibérica en las que tiende a orientar los nidos hacia el sureste-suroeste (Ceballos y Donázar, 1988; García-Ripollés y López-López, 2006). Estas diferencias pueden ser debidas a que en tales zonas dicha orientación les permite evitar los frentes fríos y lluviosos que generalmente suelen entrar por el norte-noroeste de la península (Ceballos y Donázar, 1988; García-Ripollés y López-López, 2006), mientras que en la comunidad extremeña la orientación noreste, les permite evitar la radiación mucho más intensa que se da en las laderas orientadas hacia el sur. Esta estrategia ha sido descrita en otras rapaces, las cuales orientan sus nidos hacia el norte para evitar la incidencia directa del sol y de esa manera reducir el estrés térmico, ya que se ha comprobado que dicho estrés puede tener un efecto negativo sobre su éxito reproductivo (Mosher y White, 1976; Selås, 1997; Martínez et al., 2006).

A las variables climatológicas que influyen en la distribución del alimoche en Extremadura (Ver apartado 1.3.4. *Modelo de distribución espacial del alimoche común en Extremadura*), se les suma las temperaturas de primavera, que la especie selecciona positivamente a nivel del hábitat. Las variables climatológicas que la especie ha seleccionado a nivel de distribución son características de zonas de mayor altitud, donde las temperaturas y precipitaciones pueden tener un efecto adverso sobre el resultado reproductivo de la rapaz (Donázar y Ceballos, 1988; Zuberogoitia et al., 2014). Por ello, durante los meses primaverales —periodo en el cuál la especie se reproduce y los pollos se encuentran en las etapas más vulnerables de su desarrollo (Donázar, 1993)—, el alimoche busca zonas con mayores temperaturas medias. Los posibles efectos adversos sobre los pollos que pudieran tener las altas temperaturas, sobre todo en el mes de mayo, pueden ser compensados con la selección de los lugares orientados hacia el noreste, como se ha comentado con anterioridad.

Otra variable de importancia es la presencia de alcornoque, de nuevo seleccionada por el alimoche, esta vez a nivel de hábitat, y que recalca el papel vital que tiene dicho componente del bosque mediterráneo para la biología de la especie (Ver apartado 1.3.4. *Modelo de distribución espacial del alimoche común en Extremadura*). Por otra parte, aunque las zonas donde abundan las especies cinegéticas de caza menor son áreas más abiertas que aquellas en las que predominan las de caza mayor, y que por lo tanto, le facilitarían los vuelos de forrajeo, tales zonas son evitadas por el alimoche. En los cotos de caza menor abunda el conejo, una de las presas consumidas principalmente por el alimoche (Ver apartado 6. *Ecología trófica en El Alimoche común en el mundo*); sin embargo, las zonas de cría del alimoche en la comunidad se encuentran más próximas a los cotos de caza mayor (distribuidos mayoritariamente a lo largo de la provincia cacereña), que a los cotos de caza menor (mucho más abundantes en Badajoz). La evasión de estas zonas también puede suponer una ventaja para la rapaz, de tal modo que sería menos propensa a la ingestión de cebos envenenados, práctica ilegal llevada a cabo para el control de depredadores en los cotos de caza menor y que se ha visto que tiene una incidencia importante sobre la especie a nivel de todo el país (Villafuerte et al., 1998; Hernández y Margalida, 2009; Ibáñez-Pernía et al., 2022). De igual forma, las áreas con mayores densidades de ganado porcino, también son evitadas por el alimoche, tal y como

señala el modelo de selección de hábitat. Aunque no representa una proporción importante en su dieta, el cerdo también puede formar parte de su alimentación (Ver apartado 6. *Ecología trófica en El Alimoche común en el mundo*). Sin embargo, la selección negativa que realiza por el ganado porcino puede estar provocada por las distribuciones tan características que tienen ambas especies en la comunidad: mientras que la gran mayoría de núcleos del alimoche se sitúan en la provincia de Cáceres, prácticamente la totalidad de las cabezas de ganado porcino se encuentran en el suroeste de Badajoz. Del conjunto de cerdos censados en Extremadura en 2020, más del 90 % pertenecían a explotaciones pacenses (MAPA, 2020), de tal manera que apenas existe coincidencia espacial entre las áreas de reproducción de la especie y los lugares ocupados por la ganadería porcina. Las dehesas en las que se encuentra el cerdo son sistemas silvopastoriles manejados para favorecer la producción de bellota, y en los que la cobertura de matorral no es muy abundante, variable que como se ha visto con anterioridad, tiene gran influencia en el modelo de distribución de la especie en la comunidad (Ver apartado 1.3.4. *Modelo de distribución espacial del alimoche común en Extremadura*).

La estructura del hábitat, en la que el alimoche requiere de espacios abiertos para camppear, se vuelve a hacer patente con la selección negativa que muestra la especie por la agregación de los parches de hábitat. No solo es importante para la especie por la estructura que conforman, sino que la menor agregación de los parches –es decir, la fragmentación del paisaje–, mantiene una mayor heterogeneidad del hábitat, incidiendo, por tanto, en la importancia de dicha característica para el alimoche, como se ha señalado con anterioridad (Ver apartado 1.3.4. *Modelo de distribución espacial del alimoche común en Extremadura*).

Por último, la rapaz evita la presencia humana, tal y como muestra la evasión de los lugares con mayor densidad de caminos en la comunidad. La relación que mantiene con el ser humano es muy variable, puesto que mientras que en ciertas zonas presenta tolerancia (Ceballos y Donázar, 1989; Mateo-Tomás y Olea, 2009; Badahur *et al.*, 2019); en otros lugares los territorios de cría se encuentran más distanciados de los asentamientos humanos y las carreteras (Margalida *et al.*, 2007; Mateo-Tomás y Olea, 2009; Tauler-Ametller *et al.*, 2017; Şen *et al.*, 2017). Al evitar la cercanía a zonas donde la presencia humana es notable, la especie puede aumentar su éxito reproductivo, cosa que no ocurre en otros lugares donde las actividades humanas acaban teniendo un efecto negativo sobre el mismo (Zuberogoitia *et al.*, 2008; Donázar *et al.*, 2018).

6. BIOLOGÍA DE LA REPRODUCCIÓN

6.1. INTRODUCCIÓN

El estudio de la biología de la reproducción de especies amenazadas es de vital importancia, tanto para estimar la evolución de sus poblaciones como para desarrollar programas de cría en cautividad en el caso de aquellas especies que necesiten refuerzos poblacionales (Rodríguez-Domínguez y Molina-Borja, 1998; Sung *et al.*, 2014; Songsasen *et al.*, 2019). El éxito reproductor y la tasa de supervivencia son componentes fundamentales para la viabilidad de las poblaciones de animales silvestres (Manlik, 2019).

La limitación de recursos afecta a la biología de la reproducción, teniendo por tanto consecuencias importantes sobre el tamaño de una población y la estructura de la comunidad de la cual ésta forma parte, así como sobre el propio individuo (Newton, 1994). En las aves, uno de los recursos que mayor peso tienen y que actúan como factores limitantes para ciertas poblaciones reproductoras, teniendo gran influencia sobre los tamaños poblacionales de las mismas, son los lugares de nidificación (Newton, 1994; Cornelius *et al.*, 2008; Aitken *et al.*, 2012). Las aves rapaces son uno de los grupos que más condicionados se encuentran por este factor, y cuyo éxito reproductivo y tamaño poblacional están restringidos por la disponibilidad de zonas de nidificación (Newton, 1979). Los hábitats rupícolas son zonas muy demandadas por las distintas especies de rapaces que utilizan los roquedos como lugares donde situar sus nidos. Tal es la importancia de estos emplazamientos para las aves rapaces, que muchas veces se desencadenan eventos de competencia entre ellas (Fernández y Donazar, 1991; Gil-Sánchez *et al.*, 1996; Mateo y Olea, 2007).

Las características de los lugares de nidificación afectan al éxito reproductor a través de la influencia que ejercen sobre el microclima al que los adultos y pollos se encuentran expuestos durante un periodo crítico de su ciclo biológico (Fast *et al.*, 2007; Anctil *et al.*, 2014). En zonas donde las condiciones ambientales son adversas, proveen de protección a los pollos (Mearns y Newton, 1988; Fast *et al.*, 2007). Sin embargo, la selección de lugares subóptimos requiere de una mayor inversión parental: en zonas de bajas temperaturas, los adultos deben permanecer más tiempo en el nido con el objetivo de mantener temperaturas viables para la incubación de los huevos, proteger y transferir calor a los pollos (Weathers, 1985; Williams, 1993; Margalida y Bertran, 2000). Por el contrario, en áreas donde existan condiciones de calor extremo, los adultos deben incrementar el tiempo empleado en el nido para evitar el sobrecalentamiento de los pollos (Morán *et al.*, 2007).

Por todo ello, es importante estudiar no solo los parámetros reproductivos que nos indican el estado de la población, sino también los recursos que limitan a la especie y que caracterizan las zonas que seleccionan para reproducirse.

6.2. METODOLOGÍA

6.2.1. Parámetros reproductores

Para estudiar la biología reproductora del alimoche en Extremadura se han analizado las tasas de reproducción anuales. Para ello, se ha calculado el número de años que se ha reproducido o intentado reproducir (PS, PP, TO) cada una de las parejas de alimoche a lo largo de los 15 años de seguimiento.

Posteriormente para el total de parejas se han obtenido las siguientes variables:

- **Población:** sumatorio de parejas seguras (PS), parejas probables (PP) y territorios ocupados (TO).
- **Parejas controladas:** sumatorio de parejas seguras y parejas probables, que son las que se consideran potencialmente reproductoras.

- **Parejas reproductoras:** total de parejas que han incubado.
- **% Parejas que se reproducen:** proporción de parejas que han incubado entre el total de parejas controladas.
- **Total de pollos:** sumatorio del total de pollos producidos por las distintas parejas reproductoras. Debido a que no existe un seguimiento posterior de los pollos que han producido las distintas parejas, se ha considerado para este estudio que todos los pollos existentes en la segunda visita han volado.
- **Nidadas de 1 pollo:** sumatorio del número de nidadas de 1 pollo
- **Nidadas de 2 pollos:** sumatorio del número de nidadas de 2 pollos
- **Nidadas de 3 pollos:** sumatorio del número de nidadas de 3 pollos
- **% Parejas éxito reproductor:** proporción de parejas que han tenido pollos entre el total de parejas que han incubado.
- **% Parejas fracaso reproductor:** Proporción de parejas que no han tenido pollos entre el total de parejas que han incubado.
- **% Parejas productivas (controladas):** proporción de parejas que han tenido pollos entre el total de parejas controladas.
- **Tasa de vuelo:** total de pollos volados entre el total de parejas que han tenido pollos.
- **Éxito reproductor:** total de pollos volados entre el total de parejas que han incubado.
- **Productividad (controladas):** total de pollos volados entre el total de parejas controladas.

6.2.2. Selección del lugar de nidificación

Para realizar el estudio de la selección del lugar de nidificación del alimoche, se han utilizado buffers de 500 m de radio alrededor de cada una de las plataformas de las parejas seguras (PS) y probables (PP) durante el periodo 2017-2019 (236 plataformas). Dicha medida se basa en la utilización de cuadrículas 1 x 1 km UTM en estudios previos de selección del lugar de nidificación en rapaces (López-López et al., 2006; López-López et al., 2007).

Dado que los estudios de selección de hábitat requieren áreas de presencia de la especie y áreas aleatorias (ausencias) para poder realizar una comparación, se han establecido localizaciones de ausencia en una proporción 1:2 (Morán-López et al., 2006), creando por

tanto 472 puntos aleatorios con su respectiva área buffer de 500 m, repartidos por todo el área de estudio y separados unos de otros una distancia mínima de 500 m (Figura 40.B). Se ha evitado que la localización de los centroides de las ausencias fueran coincidentes con los grandes embalses de Extremadura, y de igual modo, no se ha permitido que sus áreas fueran coincidentes con ningún área de nidificación existente (Figura 40.B).

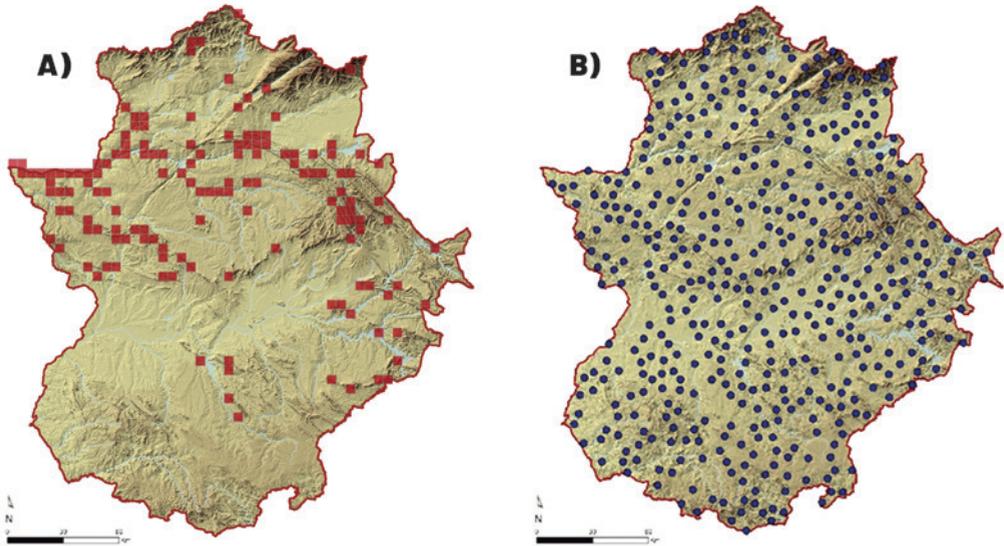


Figura 40. Localizaciones de nidos activos (n=236) de alimoche común (*Neophron percnopterus*) durante el periodo 2017-2019 (A) y localizaciones aleatorias (n=472) (B). Nota: en el estudio se han utilizado buffers de 500 m de radio, pero por sensibilidad de los datos, en A) no se han representado como tal.

La selección del lugar de nidificación de la especie puede estar influenciada por distintos factores, definidos por una serie de variables explicativas (Anexo 1). Se han calculado para todas las variables los datos medios por hábitat circular de 500 m de radio, mediante las herramientas de estadística zonal del ArcGIS 10.1. Los cálculos y tratamientos estadísticos de estos datos se realizaron mediante el software R versión 4.2.0, con los paquetes mencionados anteriormente.

El resto del proceso para obtener el modelo final de la selección del lugar de nidificación de la especie en la comunidad, junto a su favorabilidad, se ha realizado conforme a la metodología explicada en el apartado para el estudio del modelo de distribución (Ver apartado 1.2.4. *Modelo de distribución espacial del alimoche común en Extremadura*).

6.2.3. Nidotópica

Para definir la nidotópica del alimoche se han utilizado los valores de las variables referentes a la orientación, altitud y pendiente (obtenidas del MDT25; Anexo I), así como de la litología (SITEX, 2021) y sustrato de nidificación (observaciones durante el censo de la especie) procedentes de cada una de las localizaciones de la especie (Figura 40.A).

Para analizar la preferencia en la orientación de los nidos, se han utilizado medidas de estadística circular, obtenidas a través del paquete *VecStatGraphs2D* del software R (Rodríguez *et al.*, 2014) y calculando el Test de Rayleigh para establecer la significación en los resultados (Pérez-Bote, 2020).

Para constatar la selección activa de lugares de nidificación de determinada pendiente y altitud, se han comparado los valores obtenidos en las localizaciones de la especie (Figura 40.A) con los valores de las localizaciones aleatorias (Figura 40. B), utilizando como método estadístico la *t* de Student.

6.2.4. Usurpaciones

Los parámetros reproductores del alimoche pueden verse afectados por la presencia de competidores (Fernández y Donázar, 1991), por lo que es de interés saber cuál es el grado de presión que ejercen otras especies sobre él, para así poder tomar medidas en caso de que sean necesarias. Por ello, se han estudiado todas las usurpaciones de plataformas de nidificación en las que ha intervenido la especie, tanto aquellas en las que el alimoche ha sido víctima, como aquellas en las que ha sido autora de tales eventos. En este caso, primero se ha estudiado el número de parejas de alimoche que han sufrido dicho fenómeno y las especies que lo han causado. Posteriormente, se ha calculado el número de eventos de usurpación que han sufrido las distintas parejas a lo largo de toda la serie temporal, ya que una pareja ha podido sufrir usurpaciones en varias de sus plataformas en un mismo periodo reproductor o a lo largo de varios años. También se ha detallado el estatus reproductor de las parejas usurpadoras en las plataformas e igualmente el de la pareja que regentaba la plataforma antes de la usurpación. Todos estos datos también se han indicado para aquellas usurpaciones que han sido causadas por el alimoche sobre plataformas de otras especies.

6.3. RESULTADOS

6.3.1. Tasa de Reproducción anual de la población

A lo largo de los 15 años de estudio de la población extremeña, las parejas han presentado estatus de parejas seguras (PS) un promedio de $5,01 \pm 4,29$ años, parejas probables (PP) $0,80 \pm 1,30$ años, han ocupado territorios (TO) sin tener comportamiento reproductor $0,66 \pm 1,06$ años, y han abandonado territorios (TA) un promedio de $5,36 \pm 5,03$ años (Tabla 14).

| | PS | | PP | | TO | | TA | |
|-----------------------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| | PROM. | DESV. | PROM. | DESV. | PROM. | DESV. | PROM. | DESV. |
| Sistema Central | 4,56 | 4,87 | 0,78 | 1,52 | 0,83 | 1,25 | 6,56 | 5,63 |
| Alagón | 5,50 | 4,77 | 0,39 | 0,78 | 0,45 | 0,79 | 5,70 | 5,11 |
| Riberas del Tajo y Almonte | 5,23 | 3,75 | 0,86 | 1,14 | 0,71 | 1,27 | 4,71 | 4,90 |
| Ibores-Jara | 4,92 | 4,22 | 1,28 | 1,39 | 0,64 | 0,96 | 4,77 | 4,94 |
| Tajo Internacional | 3,90 | 3,33 | 0,53 | 0,86 | 0,58 | 1,12 | 5,46 | 4,50 |
| Sierra de San Pedro | 6,48 | 5,03 | 0,57 | 0,78 | 0,72 | 0,98 | 4,22 | 4,56 |
| Villuercas | 4,97 | 5,10 | 1,38 | 2,38 | 0,62 | 0,94 | 6,17 | 5,91 |
| La Siberia | 4,63 | 4,35 | 0,79 | 0,93 | 0,75 | 0,94 | 6,50 | 5,56 |
| La Serena | 5,54 | 4,33 | 1,92 | 2,50 | 0,85 | 1,07 | 5,08 | 5,31 |
| Sierras Centrales | 4,23 | 3,61 | 0,46 | 0,78 | 1,08 | 1,38 | 7,54 | 5,09 |
| Territorios independientes | 6,67 | 5,28 | 1,00 | 1,55 | 0,33 | 0,52 | 5,00 | 7,38 |
| GENERAL | 5,01 | 4,29 | 0,80 | 1,30 | 0,66 | 1,06 | 5,36 | 5,03 |

Tabla 14. Promedio (Prom.) y desviación típica (Desv.) del número de veces que las parejas de alimoche común (*Neophron percnopterus*) han sido PS (Pareja Segura), PP (Pareja Probable), TO (Territorio Ocupado) o TA (Territorio abandonado) en cada uno de los núcleos de estudio.

Evaluando la situación en cada uno de los núcleos, se observa que Sierra de San Pedro ha presentado los mayores valores para el estatus de parejas seguras ($6,48 \pm 5,03$ años; Tabla 14). Le han seguido La Serena, con $5,54 \pm 4,33$ años, y el Alagón, con $5,50 \pm 4,77$ años (Tabla 14). Con estatus de pareja probable, los núcleos donde se han observado mayores valores promedios han sido La Serena ($1,92 \pm 2,50$ años), Villuercas ($1,38 \pm 2,38$ años) e Ibores-Jara ($1,28 \pm 1,39$ años). Por otra parte, con el estatus de territorio ocupado, los mayores valores se han dado en los núcleos de Sierras Centrales ($1,08 \pm 1,38$ años), La Serena ($0,85 \pm 1,07$ años) y el Sistema Central ($0,83 \pm 1,25$ años). Finalmente, en lo que a los territorios abandonados se refiere, los núcleos con mayores promedios han sido Sierras Centrales ($7,54 \pm 5,09$ años), el Sistema Central ($6,56 \pm 5,63$ años) y La Siberia ($6,50 \pm 5,56$ años; Tabla 14).

Respecto al número de parejas en función del número de veces que han sido pareja segura, los mayores valores se han observado en aquellas que han tenido este estatus entre 1 y 2 años (Figura 41). Existe un gran número de parejas que no han sido pareja segura o bien lo han sido pocas veces a lo largo del periodo de seguimiento, puesto que se tratan de parejas que han abandonado el territorio.

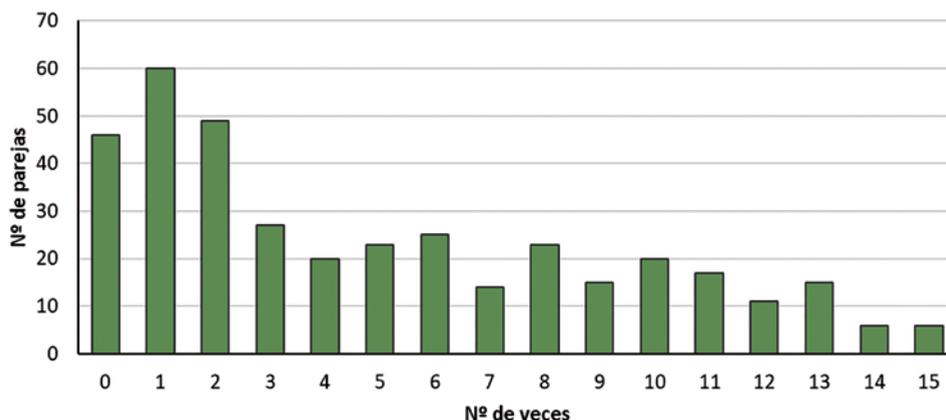


Figura 41. Número de parejas en función del número de veces que han sido pareja segura (PS) en todo el periodo de estudio.

6.3.2. Parámetros reproductores de la población

A lo largo del periodo de estudio, el 69,01 % de las parejas de alimoche han iniciado la reproducción, siendo 2016, 2017 y 2019 los años en los que se han llegado a registrar más de un 90 % de parejas reproductoras (Tabla 15). En los 15 años de estudio, han nacido un total de 1.277 pollos, habiéndose obtenido durante el año 2013 la cifra máxima de 128 pollos (Tabla 15). Las nidadas de un pollo han sido las más comunes (994 nidadas), seguidas por las de dos pollos (140 nidadas), siendo única y excepcional una nidada de tres pollos, producida en 2017.

El porcentaje de parejas con éxito reproductor, que expresa la cantidad de parejas que han tenido pollos frente al total de parejas que han incubado, ha sido de 75,07 % para toda Extremadura; produciéndose el máximo del 85 % durante el año 2010 (Tabla 15). Por otra parte, el porcentaje de parejas productivas, que muestra la cantidad de parejas que han conseguido tener pollos frente al total de parejas controladas, ha sido de 51,80 %, observándose el mayor valor durante el año 2019, con 73,85 % (Tabla 15).

La tasa de vuelo media para toda la población extremeña en el periodo de estudio ha sido de 1,13 pollos volados por pareja con descendencia, destacando 2005 como el año en el que se registra el mayor valor, con 1,26 pollos por pareja con descendencia (Tabla 15). El éxito reproductor medio ha sido de 0,84 pollos volados por cada pareja que ha incubado, observándose los mayores valores en 2010 y 2013 (1,00 y 0,92 respectivamente; Tabla 15). Por último, la productividad media de la población de alimoche en Extremadura ha sido de 0,58 pollos volados por pareja controlada, alcanzándose los mayores valores tanto en 2019 como en 2017 (0,79 en ambos casos; Tabla 15).

| | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 | 2011 | 2012 | 2013 | 2014 | 2015 | 2016 | 2017 | 2018 | 2019 | 2005-2019 |
|--|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|------|-------|-------|-------|-------|-----------|
| Población (número de parejas) | 132 | 167 | 180 | 160 | 168 | 157 | 171 | 159 | 180 | 165 | 158 | 163 | 164 | 162 | 154 | 2.440 |
| Parejas controladas | 130 | 163 | 158 | 148 | 139 | 139 | 147 | 150 | 167 | 151 | 145 | 143 | 142 | 139 | 130 | 2.191 |
| Parejas reproductoras | 107 | 100 | 75 | 111 | 109 | 20 | 91 | 125 | 139 | 132 | - | 132 | 129 | 119 | 123 | 1.512 |
| % Parejas que se reproducen | 82,31 | 61,35 | 47,47 | 75,00 | 78,42 | 14,39 | 61,90 | 83,33 | 83,23 | 87,42 | - | 92,31 | 90,85 | 85,61 | 94,62 | 69,01 |
| Total de pollos | 91 | 88 | 59 | 98 | 97 | 20 | 83 | 108 | 128 | 113 | - | 88 | 112 | 89 | 103 | 1.277 |
| Nidadas de 1 pollo | 53 | 62 | 45 | 66 | 69 | 14 | 59 | 80 | 106 | 99 | - | 76 | 93 | 83 | 89 | 994 |
| Nidadas de 2 pollos | 19 | 13 | 7 | 16 | 14 | 3 | 12 | 14 | 11 | 7 | - | 6 | 8 | 3 | 7 | 140 |
| Nidadas de 3 pollos | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | - | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 |
| % Parejas éxito reproductor | 67,29 | 75,00 | 69,33 | 73,87 | 76,15 | 85,00 | 78,02 | 75,20 | 84,17 | 80,30 | - | 62,12 | 79,07 | 72,27 | 78,05 | 75,07 |
| % Parejas fracaso reproductor | 32,71 | 25,00 | 30,67 | 26,13 | 23,85 | 15,00 | 21,98 | 24,80 | 15,83 | 19,70 | - | 37,88 | 20,93 | 27,73 | 21,95 | 24,93 |
| % Parejas productivas (controladas) | 55,38 | 46,01 | 32,91 | 55,41 | 59,71 | 12,23 | 48,30 | 62,67 | 70,06 | 70,20 | - | 57,34 | 71,83 | 61,87 | 73,85 | 51,80 |
| Tasa de vuelo | 1,26 | 1,17 | 1,13 | 1,20 | 1,17 | 1,18 | 1,17 | 1,15 | 1,09 | 1,07 | - | 1,07 | 1,10 | 1,03 | 1,07 | 1,13 |
| Éxito reproductor | 0,85 | 0,88 | 0,79 | 0,88 | 0,89 | 1,00 | 0,91 | 0,86 | 0,92 | 0,86 | - | 0,67 | 0,87 | 0,75 | 0,84 | 0,84 |
| Productividad (controladas) | 0,70 | 0,54 | 0,37 | 0,66 | 0,70 | 0,14 | 0,56 | 0,72 | 0,77 | 0,75 | - | 0,62 | 0,79 | 0,64 | 0,79 | 0,58 |

Tabla 15. Parámetros reproductores del alimoche común (*Neophron percnopterus*) en Extremadura en el periodo comprendido entre 2005 y 2019.

Los parámetros reproductores para cada uno de los núcleos en los que se agrupa la especie se detallan a continuación:

- **Sistema Central**

El 69,79 % de las parejas que se han registrado a lo largo de todos los años de estudio en el núcleo del Sistema Central, han sido reproductoras, con 2011, 2017 y 2019 como los años en los que la totalidad de las parejas controladas se han reproducido (Tabla 16).

Se han producido un total de 67 pollos en el periodo 2005-2019, siendo 2006 el año en el que mayor número de pollos se han producido en el núcleo, con un total de 10 pollos. Las nidadas de un pollo han sido mucho más frecuentes que las de dos (51 y 8 nidadas, respectivamente).

En este núcleo, el porcentaje medio de parejas con éxito reproductor ha llegado al 88,06 %, llegando al 100 % en gran parte de los años. Por otra parte, el porcentaje medio de parejas productivas ha sido de 61,46 %, registrándose el máximo en 2011 y 2017, con un 100 % de las parejas productivas.

En el Sistema Central, la tasa de vuelo para toda la población en el periodo de estudio ha alcanzado los 1,14 pollos, produciéndose el mayor valor de 1,33 en 2007 y 2011. La productividad ha sido de 1 pollo (observándose las mismas cifras en 2007 y 2011), mientras que la productividad de la población ha sido la mayor de entre todas las poblaciones de alimoche de Extremadura para toda la serie temporal, llegando a los 0,70 pollos volados (obteniéndose el máximo de 1,33 en 2011).

- **Alagón**

En este núcleo, se ha registrado un 75,68 % de parejas reproductoras (Tabla 17), habiéndose producido todas sus parejas en 2005, 2014 y 2019.

En el Alagón se ha registrado el nacimiento de 175 pollos a lo largo de todo el periodo de estudio, dándose el máximo en 2017, con 19 pollos. Al igual que en el núcleo anterior, las nidadas de un pollo han predominado frente a las de dos (165 y 5 nidadas, respectivamente).

En el periodo de estudio la media de parejas que han iniciado la incubación y han tenido pollos ha sido del 86,73 %, aumentando este porcentaje hasta el 100 % en 2006, 2011 y 2018. Sin embargo, del total de parejas controladas, solo el 65,64 % ha tenido pollos. Este último valor, que indica el porcentaje de parejas productivas, ha aumentado hasta el 90,48 % en 2017.

La tasa de vuelo para toda la población del núcleo del Alagón ha sido de 1,03 pollos volados, llegándose a producir una tasa de 1,13 en 2008 y 2011. El éxito reproductor ha llegado hasta los 0,89 pollos volados, produciéndose de igual manera un máximo de 1,13 en 2011. En cuanto a la productividad de la población se refiere, el valor ha sido de 0,68 pollos volados, dándose el máximo de 1 pollo volado en 2008.

| SISTEMA CENTRAL | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 | 2011 | 2012 | 2013 | 2014 | 2015 | 2016 | 2017 | 2018 | 2019 | 2005-2019 |
|-------------------------------------|--------|--------|--------|-------|--------|------|--------|--------|-------|--------|------|-------|--------|-------|--------|-----------|
| Población (número de parejas) | 8 | 10 | 10 | 8 | 9 | 7 | 6 | 7 | 7 | 5 | 7 | 8 | 5 | 8 | 6 | 111 |
| Parejas controladas | 8 | 10 | 7 | 7 | 7 | 5 | 3 | 7 | 7 | 5 | 6 | 8 | 4 | 7 | 5 | 96 |
| Parejas reproductoras | 6 | 8 | 6 | 5 | 3 | - | 3 | 5 | 6 | 4 | - | 6 | 4 | 6 | 5 | 67 |
| % Parejas que se reproducen | 75,00 | 80,00 | 85,71 | 71,43 | 42,86 | - | 100,00 | 71,43 | 85,71 | 80,00 | - | 75,00 | 100,00 | 85,71 | 100,00 | 69,79 |
| Total de pollos | 7 | 10 | 8 | 3 | 3 | - | 4 | 5 | 5 | 5 | - | 5 | 4 | 5 | 3 | 67 |
| Nidadas de 1 pollo | 5 | 6 | 4 | 3 | 3 | - | 2 | 5 | 5 | 3 | - | 3 | 4 | 5 | 3 | 51 |
| Nidadas de 2 pollos | 1 | 2 | 2 | 0 | 0 | - | 1 | 0 | 0 | 1 | - | 1 | 0 | 0 | 0 | 8 |
| Nidadas de 3 pollos | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | - | 0 | 0 | 0 | 0 | - | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| % Parejas éxito reproductor | 100,00 | 100,00 | 100,00 | 60,00 | 100,00 | - | 100,00 | 100,00 | 83,33 | 100,00 | - | 66,67 | 100,00 | 83,33 | 60,00 | 88,06 |
| % Parejas fracaso reproductor | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 40,00 | 0,00 | - | 0,00 | 0,00 | 16,67 | 0,00 | - | 33,33 | 0,00 | 16,67 | 40,00 | 11,94 |
| % Parejas productivas (controladas) | 75,00 | 80,00 | 85,71 | 42,86 | 42,86 | - | 100,00 | 71,43 | 71,43 | 80,00 | - | 50,00 | 100,00 | 71,43 | 60,00 | 61,46 |
| Tasa de vuelo | 1,17 | 1,25 | 1,33 | 1,00 | 1,00 | - | 1,33 | 1,00 | 1,00 | 1,25 | - | 1,25 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,14 |
| Éxito reproductor | 1,17 | 1,25 | 1,33 | 0,60 | 1,00 | - | 1,33 | 1,00 | 0,83 | 1,25 | - | 0,83 | 1,00 | 0,83 | 0,60 | 1,00 |
| Productividad (controladas) | 0,88 | 1,00 | 1,14 | 0,43 | 0,43 | - | 1,33 | 0,71 | 0,71 | 1,00 | - | 0,63 | 1,00 | 0,71 | 0,60 | 0,70 |

Tabla 16. Parámetros reproductores del alimoche común (*Neophron percnopterus*) en Sistema Central en el periodo comprendido entre 2005 y 2019.

| ALAGÓN | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 | 2011 | 2012 | 2013 | 2014 | 2015 | 2016 | 2017 | 2018 | 2019 | 2005-2019 |
|--|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|------------------|
| Población (número de parejas) | 12 | 14 | 21 | 18 | 18 | 20 | 24 | 19 | 19 | 15 | 19 | 21 | 24 | 18 | 17 | 279 |
| Parejas controladas | 12 | 13 | 19 | 17 | 14 | 19 | 22 | 18 | 18 | 15 | 18 | 20 | 21 | 16 | 17 | 259 |
| Parejas reproductoras | 12 | 10 | 14 | 16 | 13 | - | 16 | 15 | 17 | 15 | - | 17 | 20 | 14 | 17 | 196 |
| % Parejas que se reproducen | 100,00 | 76,92 | 73,68 | 94,12 | 92,88 | - | 72,73 | 83,33 | 94,44 | 100,00 | - | 85,00 | 95,24 | 87,50 | 100,00 | 75,68 |
| Total de pollos | 4 | 10 | 11 | 17 | 9 | - | 18 | 14 | 16 | 13 | - | 14 | 19 | 14 | 16 | 175 |
| Nidadas de 1 pollo | 4 | 10 | 11 | 13 | 9 | - | 14 | 14 | 16 | 13 | - | 14 | 19 | 14 | 14 | 165 |
| Nidadas de 2 pollos | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | - | 2 | 0 | 0 | 0 | - | 0 | 0 | 0 | 1 | 5 |
| Nidadas de 3 pollos | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | - | 0 | 0 | 0 | 0 | - | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| % Parejas éxito reproductor | 33,33 | 100,00 | 78,57 | 93,75 | 69,23 | - | 100,00 | 93,33 | 94,12 | 86,67 | - | 82,35 | 95,00 | 100,00 | 88,24 | 86,73 |
| % Parejas fracaso reproductor | 66,67 | 0,00 | 21,43 | 6,25 | 30,77 | - | 0,00 | 6,67 | 5,88 | 13,33 | - | 17,65 | 5,00 | 0,00 | 11,76 | 13,27 |
| % Parejas productivas (controladas) | 33,33 | 76,92 | 57,89 | 88,24 | 64,29 | - | 72,73 | 77,78 | 88,89 | 86,67 | - | 70,00 | 90,48 | 87,50 | 88,24 | 65,64 |
| Tasa de vuelo | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,13 | 1,00 | - | 1,13 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | - | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,07 | 1,03 |
| Éxito reproductor | 0,33 | 1,00 | 0,79 | 1,06 | 0,69 | - | 1,13 | 0,93 | 0,94 | 0,87 | - | 0,82 | 0,95 | 1,00 | 0,94 | 0,89 |
| Productividad (controladas) | 0,33 | 0,77 | 0,58 | 1,00 | 0,64 | - | 0,82 | 0,78 | 0,89 | 0,87 | - | 0,70 | 0,90 | 0,88 | 0,94 | 0,68 |

Tabla 17. Parámetros reproductores del alimoche común (*Neophron percnopterus*) en Alagón en el periodo comprendido entre 2005 y 2019.

• **Riberos del Tajo y Almonte**

Mientras que a lo largo de todo el periodo de estudio el 65,67 % de la población ha estado constituida por parejas reproductoras, se ha observado que prácticamente la totalidad de las parejas se han reproducido en diversos años, destacando 2019, en el que el porcentaje de parejas reproductoras ha alcanzado el 100 % (Tabla 18).

Las parejas de alimoche de Riberos del Tajo y Almonte han criado un total de 218 pollos en los 15 años de estudio, siendo el núcleo que mayor número de pollos ha dado lugar en toda la serie temporal. El máximo de pollos se ha alcanzado en 2005, con 27 pollos. En este núcleo, las nidadas de un pollo han destacado frente a las de dos (162 y 28, respectivamente).

Respecto al porcentaje de éxito reproductor de las parejas, de forma global ha sido de 71,97 %, aumentando hasta el 100 % en 2007 y 2011. Por el contrario, el porcentaje de parejas productivas ha sido mucho menor (47,26 %), registrándose el máximo de este parámetro en 2019 (80,77 %).

En este núcleo, la tasa de vuelo media ha sido de 1,15 pollos, produciéndose el mayor valor de dicha tasa en 2005, con 1,42. El éxito reproductor ha sido de 0,83, registrándose el máximo de 1,38 en 2007. La productividad de la población ha sido de 0,54 pollos volados, dándose el valor máximo en 2005 y 2017, con 0,96.

• **Ibores-Jara**

En este núcleo, en las anualidades analizadas se ha reproducido el 63,64 % de las parejas controladas, aumentando esta proporción hasta el 100 % en 2016, 2017 y 2019 (Tabla 19).

Este núcleo ha aportado 116 pollos de alimoche al total de la población extremeña. En el año 2005 se ha alcanzado el máximo de pollos producidos anualmente, con 19 individuos. Como ocurre en el resto de núcleos, las nidadas de un pollo se han producido mucho más frecuentemente que las de dos (78 y 19, respectivamente).

El porcentaje de parejas con éxito reproductor ha sido de 62,99 %, dándose en 2005 el máximo de 77,78 %. En cuanto al porcentaje de parejas productivas se refiere, el valor de 40,08 % que se ha observado de forma global en la población, aumentó hasta el 78,95 % en 2009.

Respecto a la tasa de vuelo, para toda la población estudiada en este núcleo, se han alcanzado los 1,20 pollos volados, produciéndose en 2008 una tasa de 1,57 pollos volados. El éxito reproductor ha sido de 0,75 pollos volados, observándose el máximo de 1,13 en 2009. Por último, la productividad de la población ha sido de 0,48 pollos volados, alcanzándose un total de 0,95 en 2009.

| RIBEROS DEL TAJUO Y ALMONTE | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 | 2011 | 2012 | 2013 | 2014 | 2015 | 2016 | 2017 | 2018 | 2019 | 2005-2019 |
|--|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|------------------|
| Población (número de parejas) | 29 | 25 | 23 | 29 | 34 | 35 | 33 | 28 | 31 | 31 | 29 | 29 | 28 | 31 | 34 | 449 |
| Parejas controladas | 28 | 24 | 20 | 28 | 29 | 32 | 28 | 26 | 29 | 30 | 27 | 25 | 24 | 26 | 26 | 402 |
| Parejas reproductoras | 27 | 13 | 8 | 23 | 18 | - | 3 | 22 | 24 | 29 | - | 23 | 23 | 25 | 26 | 264 |
| % Parejas que se reproducen | 96,43 | 54,17 | 40,00 | 82,14 | 62,07 | - | 10,71 | 84,62 | 82,76 | 96,67 | - | 92,00 | 95,83 | 96,15 | 100,00 | 65,67 |
| Total de pollos | 27 | 14 | 11 | 16 | 14 | - | 3 | 18 | 23 | 20 | - | 11 | 23 | 16 | 22 | 218 |
| Nidadas de 1 pollo | 11 | 8 | 5 | 12 | 10 | - | 3 | 14 | 21 | 20 | - | 11 | 13 | 14 | 20 | 162 |
| Nidadas de 2 pollos | 8 | 3 | 3 | 2 | 2 | - | 0 | 2 | 1 | 0 | - | 0 | 5 | 1 | 1 | 28 |
| Nidadas de 3 pollos | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | - | 0 | 0 | 0 | 0 | - | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| % Parejas éxito reproductor | 70,37 | 84,62 | 100,00 | 60,87 | 66,67 | - | 100,00 | 72,73 | 91,67 | 68,97 | - | 47,83 | 78,26 | 60,00 | 80,77 | 71,97 |
| % Parejas fracaso reproductor | 29,63 | 15,38 | 0,00 | 39,13 | 33,33 | - | 0,00 | 27,27 | 8,33 | 31,03 | - | 52,17 | 21,74 | 40,00 | 19,23 | 28,03 |
| % Parejas productivas (controladas) | 67,86 | 45,83 | 40,00 | 50,00 | 41,38 | - | 10,71 | 61,54 | 75,86 | 66,67 | - | 44,00 | 75,00 | 57,69 | 80,77 | 47,26 |
| Tasa de vuelo | 1,42 | 1,27 | 1,38 | 1,14 | 1,17 | - | 1,00 | 1,13 | 1,05 | 1,00 | - | 1,00 | 1,28 | 1,07 | 1,05 | 1,15 |
| Éxito reproductor | 1,00 | 1,08 | 1,38 | 0,70 | 0,78 | - | 1,00 | 0,82 | 0,96 | 0,69 | - | 0,48 | 1,00 | 0,64 | 0,85 | 0,83 |
| Productividad (controladas) | 0,96 | 0,58 | 0,55 | 0,57 | 0,48 | - | 0,11 | 0,69 | 0,79 | 0,67 | - | 0,44 | 0,96 | 0,62 | 0,85 | 0,54 |

Tabla 18. Parámetros reproductores del alimoché común (*Neophron percnopterus*) en Riberos del Tajo y Almonte en el periodo comprendido entre 2005 y 2019.

| IBORES-JARA | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 | 2011 | 2012 | 2013 | 2014 | 2015 | 2016 | 2017 | 2018 | 2019 | 2005-2019 |
|--|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|------------------|
| Población (número de parejas) | 21 | 18 | 16 | 20 | 22 | 18 | 17 | 20 | 18 | 17 | 13 | 16 | 17 | 19 | 15 | 267 |
| Parejas controladas | 21 | 18 | 16 | 17 | 19 | 17 | 16 | 19 | 18 | 14 | 12 | 11 | 12 | 18 | 14 | 242 |
| Parejas reproductoras | 18 | 3 | - | 11 | 16 | - | 5 | 17 | 17 | 13 | - | 11 | 12 | 17 | 14 | 154 |
| % Parejas que se reproducen | 85,71 | 16,67 | - | 64,71 | 84,21 | - | 31,25 | 89,47 | 94,44 | 92,86 | - | 100,00 | 100,00 | 94,44 | 100,00 | 63,64 |
| Total de pollos | 19 | 1 | - | 11 | 18 | - | 2 | 12 | 11 | 9 | - | 6 | 7 | 11 | 9 | 116 |
| Nidadas de 1 pollo | 9 | 1 | - | 3 | 12 | - | 2 | 8 | 7 | 7 | - | 6 | 7 | 9 | 7 | 78 |
| Nidadas de 2 pollos | 5 | 0 | - | 4 | 3 | - | 0 | 2 | 2 | 1 | - | 0 | 0 | 1 | 1 | 19 |
| Nidadas de 3 pollos | 0 | 0 | - | 0 | 0 | - | 0 | 0 | 0 | 0 | - | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| % Parejas éxito reproductor | 77,78 | 33,33 | - | 63,64 | 93,75 | - | 40,00 | 58,82 | 52,94 | 61,54 | - | 54,55 | 58,33 | 58,82 | 57,14 | 62,99 |
| % Parejas fracaso reproductor | 22,22 | 66,67 | - | 36,36 | 6,25 | - | 60,00 | 41,18 | 47,06 | 38,46 | - | 45,45 | 41,67 | 41,18 | 42,86 | 37,01 |
| % Parejas productivas (controladas) | 66,67 | 5,56 | - | 41,18 | 78,95 | - | 12,50 | 52,63 | 50,00 | 57,14 | - | 54,55 | 58,33 | 55,56 | 57,14 | 40,08 |
| Tasa de vuelo | 1,36 | 1,00 | - | 1,57 | 1,20 | - | 1,00 | 1,20 | 1,22 | 1,13 | - | 1,00 | 1,00 | 1,10 | 1,13 | 1,20 |
| Éxito reproductor | 1,06 | 0,33 | - | 1,00 | 1,13 | - | 0,40 | 0,71 | 0,65 | 0,69 | - | 0,55 | 0,58 | 0,65 | 0,64 | 0,75 |
| Productividad (controladas) | 0,90 | 0,06 | - | 0,65 | 0,95 | - | 0,13 | 0,63 | 0,61 | 0,64 | - | 0,55 | 0,58 | 0,61 | 0,64 | 0,48 |

Tabla 19. Parámetros reproductores del alimoche común (*Neophron percnopterus*) en Ibores-Jara en el periodo comprendido entre 2005 y 2019.

• **Tajo Internacional**

El 70,29 % de las parejas han sido reproductoras, con 2019 como el único año en el que la totalidad de la población se ha reproducido (Tabla 20).

Aunque no es el núcleo en el que mayor número de pollos han nacido, también presenta una importante producción, puesto que todas estas parejas han conseguido dar lugar a un total de 213 pollos, obteniendo en 2013 la cifra máxima de 25 pollos. Las nidadas de un pollo se han dado con más frecuencia que las de dos (173 y 20, respectivamente).

El porcentaje de éxito reproductor de la población ha sido del 78,46 %, produciéndose el máximo del 93,75 % en 2006. La proporción de parejas productivas ha sido del 55,14 %, observándose el valor máximo en 2019, con un 83,33 % de las parejas.

Respecto a otros parámetros reproductivos, la tasa de vuelo ha sido de 1,10 (con el máximo de 1,36 pollos volados en 2008), el éxito reproductor de 0,87 (máximo de 1,19 en 2006) y la productividad de 0,61 (máximo de 0,88 en 2019).

• **Sierra de San Pedro**

De media se ha registrado un 74,07 % de parejas reproductoras a lo largo de toda la serie temporal analizada, destacando 2016 como el año en el que este porcentaje alcanza la mayor cifra (95,24 %)(Tabla 21).

Este núcleo ha producido un total de 204 pollos, siendo 2014 el año en el que se ha alcanzado el pico de producción, con 21 pollos nacidos. Las nidadas de un pollo han predominado frente a las de dos (162 y 21 nidadas, respectivamente).

El porcentaje de parejas consideradas exitosas reproductivamente en el núcleo ha sido del 76,25 %, dándose el mayor porcentaje en 2014, con un 90,91 %. En cambio, del total de parejas controladas, solo el 56,48 % ha tenido pollos, valor que ha aumentado hasta el 80 % en 2014.

Por último, la tasa de vuelo en Sierra de San Pedro, de 1,11 pollos, ha aumentado hasta 1,31, tanto en 2011 como en 2012. El éxito reproductor ha sido de 0,85 pollos volados, con un valor máximo de 1,07 en 2009. En el caso de la productividad de la población, que ha sido de 0,63 pollos volados, el valor máximo también se ha observado en 2009, con 0,94.

| TAJO INTERNACIONAL | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 | 2011 | 2012 | 2013 | 2014 | 2015 | 2016 | 2017 | 2018 | 2019 | 2005-2019 |
|--|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|------------------|
| Población (número de parejas) | 7 | 26 | 31 | 23 | 26 | 17 | 27 | 22 | 41 | 32 | 28 | 27 | 32 | 27 | 30 | 396 |
| Parejas controladas | 7 | 26 | 28 | 23 | 22 | 15 | 22 | 20 | 35 | 27 | 26 | 24 | 29 | 22 | 24 | 350 |
| Parejas reproductoras | 6 | 16 | 13 | 14 | 19 | - | 19 | 17 | 28 | 24 | - | 23 | 25 | 18 | 24 | 246 |
| % Parejas que se reproducen | 85,71 | 61,54 | 46,43 | 60,87 | 86,36 | - | 86,36 | 85,00 | 80,00 | 88,89 | - | 95,83 | 86,21 | 81,82 | 100,00 | 70,29 |
| Total de pollos | 5 | 19 | 13 | 15 | 14 | - | 17 | 16 | 25 | 22 | - | 15 | 17 | 14 | 21 | 213 |
| Nidadas de 1 pollo | 3 | 11 | 11 | 7 | 12 | - | 13 | 12 | 25 | 20 | - | 13 | 15 | 12 | 19 | 173 |
| Nidadas de 2 pollos | 1 | 4 | 1 | 4 | 1 | - | 2 | 2 | 0 | 1 | - | 1 | 1 | 1 | 1 | 20 |
| Nidadas de 3 pollos | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | - | 0 | 0 | 0 | 0 | - | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| % Parejas éxito reproductor | 66,67 | 93,75 | 92,31 | 78,57 | 68,42 | - | 78,95 | 82,35 | 89,29 | 87,50 | - | 60,87 | 64,00 | 72,22 | 83,33 | 78,46 |
| % Parejas fracaso reproductor | 33,33 | 6,25 | 7,69 | 21,43 | 31,58 | - | 21,05 | 17,65 | 10,71 | 12,50 | - | 39,13 | 36,00 | 27,78 | 16,67 | 21,54 |
| % Parejas productivas (controladas) | 57,14 | 57,69 | 42,86 | 47,83 | 59,09 | - | 68,18 | 70,00 | 71,43 | 77,78 | - | 58,33 | 55,17 | 59,09 | 83,33 | 55,14 |
| Tasa de vuelo | 1,25 | 1,27 | 1,08 | 1,36 | 1,08 | - | 1,13 | 1,14 | 1,00 | 1,05 | - | 1,07 | 1,06 | 1,08 | 1,05 | 1,10 |
| Éxito reproductor | 0,83 | 1,19 | 1,00 | 1,07 | 0,74 | - | 0,89 | 0,94 | 0,89 | 0,92 | - | 0,65 | 0,68 | 0,78 | 0,88 | 0,87 |
| Productividad (controladas) | 0,71 | 0,73 | 0,46 | 0,65 | 0,64 | - | 0,77 | 0,80 | 0,71 | 0,81 | - | 0,63 | 0,59 | 0,64 | 0,88 | 0,61 |

Tabla 20. Parámetros reproductores del alimoche común (*Neophron percnopterus*) en el Tajo Internacional en el periodo comprendido entre 2005 y 2019.

| SIERRA DE SAN PEDRO | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 | 2011 | 2012 | 2013 | 2014 | 2015 | 2016 | 2017 | 2018 | 2019 | 2005-2019 |
|---|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|------------------|
| Poblacion (numero de parejas) | 22 | 26 | 27 | 24 | 22 | 20 | 26 | 23 | 22 | 26 | 24 | 24 | 23 | 24 | 24 | 357 |
| Parejas controladas | 22 | 26 | 24 | 23 | 17 | 15 | 23 | 22 | 21 | 25 | 21 | 21 | 22 | 22 | 20 | 324 |
| Parejas reproductoras | 16 | 20 | 15 | 21 | 15 | 6 | 18 | 16 | 17 | 22 | - | 20 | 20 | 16 | 18 | 240 |
| % Parejas que se reproducen | 72,73 | 76,92 | 62,50 | 91,30 | 88,24 | 40,00 | 78,26 | 72,73 | 80,95 | 88,00 | - | 95,24 | 90,91 | 72,73 | 90,00 | 74,07 |
| Total de pollos | 12 | 16 | 9 | 18 | 16 | 5 | 17 | 17 | 15 | 21 | - | 15 | 17 | 11 | 15 | 204 |
| Nidadas de 1 pollo | 10 | 12 | 7 | 16 | 10 | 5 | 9 | 9 | 11 | 19 | - | 13 | 17 | 11 | 13 | 162 |
| Nidadas de 2 pollos | 1 | 2 | 1 | 1 | 3 | 0 | 4 | 4 | 2 | 1 | - | 1 | 0 | 0 | 1 | 21 |
| Nidadas de 3 pollos | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | - | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| % Parejas éxito reproductor | 68,75 | 70,00 | 53,33 | 80,95 | 86,67 | 83,33 | 72,22 | 81,25 | 76,47 | 90,91 | - | 70,00 | 85,00 | 68,75 | 77,78 | 76,25 |
| % Parejas fracaso reproductor | 31,25 | 30,00 | 46,67 | 19,05 | 13,33 | 16,67 | 27,78 | 18,75 | 23,53 | 9,09 | - | 30,00 | 15,00 | 31,25 | 22,22 | 23,75 |
| % Parejas productivas (controladas) | 50,00 | 53,85 | 33,33 | 73,91 | 76,47 | 33,33 | 56,52 | 59,09 | 61,90 | 80,00 | - | 66,67 | 77,27 | 50,00 | 70,00 | 56,48 |
| Tasa de vuelo | 1,09 | 1,14 | 1,13 | 1,06 | 1,23 | 1,00 | 1,31 | 1,31 | 1,15 | 1,05 | - | 1,07 | 1,00 | 1,00 | 1,07 | 1,11 |
| Éxito reproductor | 0,75 | 0,80 | 0,60 | 0,86 | 1,07 | 0,83 | 0,94 | 1,06 | 0,88 | 0,95 | - | 0,75 | 0,85 | 0,69 | 0,83 | 0,85 |
| Productividad(controladas) | 0,55 | 0,62 | 0,38 | 0,78 | 0,94 | 0,33 | 0,74 | 0,77 | 0,71 | 0,84 | - | 0,71 | 0,77 | 0,50 | 0,75 | 0,63 |

Tabla 21. Parámetros reproductores del alimnoche común (*Neophron percnopterus*) en Sierra de San Pedro en el periodo comprendido entre 2005 y 2019.

• **Villuercas**

Este núcleo ha albergado un 59,78 % de parejas reproductoras para todo el periodo de estudio, siendo 2016 el año en el que mayor porcentaje de este tipo de parejas se ha dado, con un 90,91 % (Tabla 22).

Las parejas reproductoras han dado lugar hasta 82 pollos, casi todos ellos producidos en nidadas de un único pollo (76 nidadas), puesto que apenas se han producido nidadas en las que las parejas hayan conseguido tener dos pollos (3 nidadas).

El porcentaje de parejas con éxito reproductor en Villuercas ha sido del 71,82 %, llegando al 100 % en 2014 y 2019. El porcentaje de parejas reproductivas ha sido del 42,93 %, registrándose el máximo del 70 % en 2014.

La tasa de vuelo para toda la población del núcleo ha sido de 1,04 pollos volados, dándose la cifra de 1,13 tanto en 2006 como en 2019. El éxito reproductor ha llegado hasta los 0,75 pollos volados, registrándose de igual forma un valor máximo de 1,13 en 2019. Por último, la productividad de la población, la más baja de todos los núcleos, con un total de 0,45 pollos volados, ha aumentado hasta 0,75 en 2019.

• **La Siberia**

En este núcleo, en todo el periodo de estudio se ha observado que el 73,85 % de la población ha sido reproductora (Tabla 23). De forma pormenorizada, toda la población ha sido reproductora en un total de 5 años (2005, 2009, 2011, 2012 y 2016).

Todas las parejas reproductoras han conseguido producir 85 pollos, dándose el máximo de producción en el año 2013, con 12 pollos. Como es común, en este núcleo han predominado las nidadas de un pollo frente a las de dos (49 y 18 nidadas, respectivamente).

En La Siberia, el porcentaje de parejas con éxito reproductor ha sido del 69,79 %, obteniéndose un porcentaje del 100 % en 2005, 2009 y 2013. Respecto a las parejas productivas, el porcentaje ha sido de 51,54 %, produciéndose de igual manera el máximo del 100 % tanto en 2005 como en 2009.

La tasa de vuelo ha sido de 1,27 pollos volados, dándose el mayor valor de 1,67 en 2014. El éxito reproductor ha sido de 0,80 pollos volados, llegándose a alcanzar un máximo de 1,43 en 2009. Para la productividad, se ha observado una cifra de 0,65 pollos volados, con un valor máximo de 1,43 alcanzado de igual manera en 2009.

| VILLUERCAS | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 | 2011 | 2012 | 2013 | 2014 | 2015 | 2016 | 2017 | 2018 | 2019 | 2005-2019 |
|--|--------|-------|-------|-------|-------|------|-------|-------|-------|--------|------|-------|-------|-------|--------|-----------|
| Población (número de parejas) | 10 | 17 | 18 | 10 | 12 | 12 | 13 | 16 | 16 | 12 | 13 | 13 | 13 | 14 | 13 | 202 |
| Parejas controladas | 10 | 17 | 14 | 8 | 11 | 12 | 13 | 15 | 15 | 10 | 12 | 11 | 12 | 12 | 12 | 184 |
| Parejas reproductoras | 4 | 13 | 6 | 4 | 7 | - | 11 | 12 | 9 | 7 | - | 10 | 10 | 9 | 8 | 110 |
| % Parejas que se reproducen | 40,00 | 76,47 | 42,86 | 50,00 | 63,64 | - | 84,62 | 80,00 | 60,00 | 70,00 | - | 90,91 | 83,33 | 75,00 | 66,67 | 59,78 |
| Total de pollos | 0 | 9 | 1 | 3 | 4 | - | 9 | 10 | 7 | 7 | - | 7 | 8 | 8 | 9 | 82 |
| Nidadas de 1 pollo | 0 | 7 | 1 | 3 | 4 | - | 9 | 8 | 7 | 7 | - | 7 | 8 | 8 | 7 | 76 |
| Nidadas de 2 pollos | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | - | 0 | 1 | 0 | 0 | - | 0 | 0 | 0 | 1 | 3 |
| Nidadas de 3 pollos | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | - | 0 | 0 | 0 | 0 | - | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| % Parejas éxito reproductor | 0,00 | 61,54 | 16,67 | 75,00 | 57,14 | - | 81,82 | 75,00 | 77,78 | 100,00 | - | 70,00 | 80,00 | 88,89 | 100,00 | 71,82 |
| % Parejas fracaso reproductor | 100,00 | 38,46 | 83,33 | 25,00 | 42,86 | - | 18,18 | 25,00 | 22,22 | 0,00 | - | 30,00 | 20,00 | 11,11 | 0,00 | 28,18 |
| % Parejas productivas (controladas) | 0,00 | 47,06 | 7,14 | 37,50 | 36,36 | - | 69,23 | 60,00 | 46,67 | 70,00 | - | 63,64 | 66,67 | 66,67 | 66,67 | 42,93 |
| Tasa de vuelo | 0,00 | 1,13 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | - | 1,00 | 1,11 | 1,00 | 1,00 | - | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,13 | 1,04 |
| Éxito reproductor | 0,00 | 0,69 | 0,17 | 0,75 | 0,57 | - | 0,82 | 0,83 | 0,78 | 1,00 | - | 0,70 | 0,80 | 0,89 | 1,13 | 0,75 |
| Productividad (controladas) | 0,00 | 0,53 | 0,07 | 0,38 | 0,36 | - | 0,69 | 0,67 | 0,47 | 0,70 | - | 0,64 | 0,67 | 0,67 | 0,75 | 0,45 |

Tabla 22. Parámetros reproductores del alimoché común (*Neophron percnopterus*) en Villuercas en el periodo comprendido entre 2005 y 2019.

| LA SIBERIA | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 | 2011 | 2012 | 2013 | 2014 | 2015 | 2016 | 2017 | 2018 | 2019 | 2005-2019 |
|--|--------|-------|--------|-------|--------|-------|--------|--------|--------|-------|------|--------|-------|-------|-------|-----------|
| Población (número de parejas) | 9 | 11 | 11 | 13 | 11 | 9 | 10 | 10 | 11 | 11 | 11 | 11 | 8 | 8 | 4 | 148 |
| Parejas controladas | 8 | 9 | 8 | 11 | 7 | 9 | 9 | 10 | 10 | 11 | 11 | 10 | 7 | 6 | 4 | 130 |
| Parejas reproductoras | 8 | 7 | 2 | 7 | 7 | 7 | 9 | 10 | 9 | 7 | - | 10 | 6 | 4 | 3 | 96 |
| % Parejas que se reproducen | 100,00 | 77,78 | 25,00 | 63,64 | 100,00 | 77,78 | 100,00 | 100,00 | 90,00 | 63,64 | - | 100,00 | 85,71 | 66,67 | 75,00 | 73,85 |
| Total de pollos | 10 | 4 | 0 | 8 | 10 | 8 | 7 | 9 | 12 | 5 | - | 4 | 4 | 3 | 1 | 85 |
| Nidadas de 1 pollo | 6 | 4 | 0 | 4 | 4 | 4 | 3 | 7 | 6 | 1 | - | 2 | 4 | 3 | 1 | 49 |
| Nidadas de 2 pollos | 2 | 0 | 0 | 2 | 3 | 2 | 2 | 1 | 3 | 2 | - | 1 | 0 | 0 | 0 | 18 |
| Nidadas de 3 pollos | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | - | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| % Parejas éxito reproductor | 100,00 | 57,14 | 0,00 | 85,71 | 100,00 | 85,71 | 55,56 | 80,00 | 100,00 | 42,86 | - | 30,00 | 66,67 | 75,00 | 33,33 | 69,79 |
| % Parejas fracaso reproductor | 0,00 | 42,86 | 100,00 | 14,29 | 0,00 | 14,29 | 44,44 | 20,00 | 0,00 | 57,14 | - | 70,00 | 33,33 | 25,00 | 66,67 | 30,21 |
| % Parejas productivas (controladas) | 100,00 | 44,44 | 0,00 | 54,55 | 100,00 | 66,67 | 55,56 | 80,00 | 90,00 | 27,27 | - | 30,00 | 57,14 | 50,00 | 25,00 | 51,54 |
| Tasa de vuelo | 1,25 | 1,00 | 0,00 | 1,33 | 1,43 | 1,33 | 1,40 | 1,13 | 1,33 | 1,67 | - | 1,33 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,27 |
| Éxito reproductor | 1,25 | 0,57 | 0,00 | 1,14 | 1,43 | 1,14 | 0,78 | 0,90 | 1,33 | 0,71 | - | 0,40 | 0,67 | 0,75 | 0,33 | 0,89 |
| Productividad (controladas) | 1,25 | 0,44 | 0,00 | 0,73 | 1,43 | 0,89 | 0,78 | 0,90 | 1,20 | 0,45 | - | 0,40 | 0,57 | 0,50 | 0,25 | 0,65 |

Tabla 23. Parámetros reproductores del alimoche común (*Neophron percnopterus*) en La Siberia en el periodo comprendido entre 2005 y 2019.

· **La Serena**

A pesar de haber registrado un relativamente elevado número de parejas en el periodo de estudio, el núcleo de La Serena es el que menor porcentaje de parejas reproductoras ha tenido, de tal manera que solo ha registrado un 56,70 % de parejas reproductoras de media a lo largo de la serie temporal. No obstante, esta cifra ha aumentado hasta el 100 % en cuatro años distintos (2009, 2016, 2018, 2019) (Tabla 24).

El total de pollos producidos por las parejas del núcleo ha sido de 56, con 2017 como el año en el que mayor número de pollos han nacido, con 9. Las nidadas de un pollo han prácticamente duplicado a las de dos pollos (29 y 12, respectivamente). Cabe destacar que es el único núcleo en el que se ha producido una nidada de 3 pollos.

El porcentaje de parejas reproductoras exitosas ha sido del 76,36 %, llegando a aumentar esta proporción hasta el 100 % en 2013, 2014 y 2017. El porcentaje de parejas productivas ha sido menor, con un 43,30 % para todo el periodo de seguimiento, y aumentando esta cifra hasta el 85,71 % en 2017.

La tasa de vuelo y el éxito reproductor han sido las mayores en comparación con las registradas en las distintas poblaciones extremeñas: 1,33 pollos volados para la tasa de vuelo (alcanzando el máximo de 1,50 en varios años) y 1,02 pollos volados en el caso del éxito reproductor (con un máximo de 1,50 pollos en 2017). En la productividad se han obtenido valores de 0,58 pollos volados, registrándose un pico en 2017, con 1,29 pollos.

· **Sierras Centrales**

Mientras que Sierras Centrales ha sido el núcleo que menor número de parejas reproductoras ha albergado en comparación con el resto de núcleos, tal hecho queda enmascarado por el porcentaje de 85,25 % de parejas reproductoras que se han dado para todo el periodo de estudio. De esta manera, el 100 % de las parejas se han reproducido hasta en ocho años distintos (Tabla 25).

Las parejas de alimoche han producido un total de 33 pollos, destacando 2007 y 2013 como los años en los que se ha alcanzado la cifra máxima de 4 pollos, procediendo prácticamente la totalidad de ellos de nidadas de un único pollo (29 nidadas), puesto que las de dos pollos han sido minoritarias (4 nidadas).

En Sierras Centrales, el porcentaje de parejas con éxito reproductor ha sido del 63,46 %, registrándose el máximo en 7 años distintos. En cambio, la proporción de parejas productivas ha sido del 54,10 %, con alcanzándose el 100 % también en diversos años.

En cuanto al resto de parámetros reproductivos se refiere, la tasa de vuelo y el éxito reproductor han sido de los más bajos registrados entre el resto de núcleos, con 1,00 y 0,63 pollos volados, respectivamente, dándose el máximo de 2 pollos volados en 2019, tanto para la tasa de vuelo como para el éxito reproductor. La productividad ha sido de 0,54 pollos, produciéndose el máximo de 2 pollos en 2019, de igual manera.

| LA SERENA | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 | 2011 | 2012 | 2013 | 2014 | 2015 | 2016 | 2017 | 2018 | 2019 | 2005- 2019 |
|--|-------|--------|------|-------|--------|-------|-------|-------|--------|--------|------|--------|--------|--------|--------|---------------|
| Población (número de parejas) | 8 | 9 | 11 | 7 | 5 | 8 | 6 | 6 | 7 | 8 | 6 | 6 | 8 | 7 | 6 | 108 |
| Parejas controladas | 8 | 9 | 10 | 6 | 5 | 6 | 5 | 6 | 7 | 8 | 6 | 6 | 7 | 5 | 3 | 97 |
| Parejas reproductoras | 5 | 1 | 0 | 4 | 5 | 3 | 3 | 4 | 5 | 5 | 0 | 6 | 6 | 5 | 3 | 55 |
| % Parejas que se reproducen | 62,50 | 11,11 | 0,00 | 66,67 | 100,00 | 50,00 | 60,00 | 66,67 | 71,43 | 62,50 | - | 100,00 | 85,71 | 100,00 | 100,00 | 56,70 |
| Total de pollos | 5 | 0 | - | 4 | 4 | 3 | 3 | 3 | 7 | 6 | - | 7 | 9 | 3 | 2 | 56 |
| Nidadas de 1 pollo | 3 | 0 | - | 2 | 2 | 1 | 1 | 1 | 3 | 4 | - | 3 | 4 | 3 | 2 | 29 |
| Nidadas de 2 pollos | 1 | 0 | - | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 2 | 1 | - | 2 | 1 | 0 | 0 | 12 |
| Nidadas de 3 pollos | 0 | 0 | - | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | - | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 |
| % Parejas éxito reproductor | 80,00 | 0,00 | - | 75,00 | 60,00 | 66,67 | 66,67 | 50,00 | 100,00 | 100,00 | - | 83,33 | 100,00 | 60,00 | 66,67 | 76,36 |
| % Parejas fracaso reproductor | 20,00 | 100,00 | - | 25,00 | 40,00 | 33,33 | 33,33 | 50,00 | 0,00 | 0,00 | - | 16,67 | 0,00 | 40,00 | 33,33 | 23,64 |
| % Parejas productivas (controladas) | 50,00 | 0,00 | - | 50,00 | 60,00 | 33,33 | 40,00 | 33,33 | 71,43 | 62,50 | - | 83,33 | 85,71 | 60,00 | 66,67 | 43,30 |
| Tasa de vuelo | 1,25 | 0,00 | - | 1,33 | 1,33 | 1,50 | 1,50 | 1,50 | 1,40 | 1,20 | - | 1,40 | 1,50 | 1,00 | 1,00 | 1,33 |
| Éxito reproductor | 1,00 | 0,00 | - | 1,00 | 0,80 | 1,00 | 1,00 | 0,75 | 1,40 | 1,20 | - | 1,17 | 1,50 | 0,60 | 0,67 | 1,02 |
| Productividad (controladas) | 0,63 | 0,00 | - | 0,67 | 0,80 | 0,50 | 0,60 | 0,50 | 1,00 | 0,75 | - | 1,17 | 1,29 | 0,60 | 0,67 | 0,58 |

Tabla 24. Parámetros reproductores del alimoche común (*Neophron percnopterus*) en La Serena en el periodo comprendido entre 2005 y 2019.

| SIERRAS CENTRALES | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 | 2011 | 2012 | 2013 | 2014 | 2015 | 2016 | 2017 | 2018 | 2019 | 2005- 2019 |
|--|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-----------------------|
| Población (numero de parejas) | 5 | 9 | 10 | 6 | 5 | 7 | 5 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 2 | 3 | 3 | 75 |
| Parejas controladas | 5 | 9 | 10 | 6 | 4 | 5 | 2 | 3 | 3 | 2 | 2 | 3 | 1 | 3 | 3 | 61 |
| Parejas reproductoras | 4 | 7 | 9 | 5 | 4 | 4 | 2 | 3 | 3 | 2 | - | 2 | 1 | 3 | 3 | 52 |
| % Parejas que se reproducen | 80,00 | 77,78 | 90,00 | 83,33 | 100,00 | 80,00 | 100,00 | 100,00 | 100,00 | 100,00 | - | 66,67 | 100,00 | 100,00 | 100,00 | 85,25 |
| Total de pollos | 1 | 3 | 4 | 2 | 5 | 0 | 2 | 1 | 4 | 2 | - | 2 | 2 | 2 | 3 | 33 |
| Nidadas de 1 pollo | 1 | 3 | 4 | 2 | 3 | 4 | 2 | 1 | 2 | 2 | - | 2 | 0 | 2 | 1 | 29 |
| Nidadas de 2 pollos | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | - | 0 | 1 | 0 | 1 | 4 |
| Nidadas de 3 pollos | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | - | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| % Parejas éxito reproductor | 25,00 | 42,86 | 44,44 | 40,00 | 100,00 | 100,00 | 100,00 | 33,33 | 100,00 | 100,00 | - | 100,00 | 100,00 | 66,67 | 66,67 | 63,46 |
| % Parejas fracaso reproductor | 75,00 | 57,14 | 55,56 | 60,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 66,67 | 0,00 | 0,00 | - | 0,00 | 0,00 | 33,33 | 33,33 | 36,54 |
| % Parejas productivas (controladas) | 20,00 | 33,33 | 40,00 | 33,33 | 100,00 | 80,00 | 100,00 | 33,33 | 100,00 | 100,00 | - | 66,67 | 100,00 | 66,67 | 66,67 | 54,10 |
| Tasa de vuelo | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,25 | 0,00 | 1,00 | 1,00 | 1,33 | 1,00 | - | 1,00 | 2,00 | 1,00 | 1,50 | 1,00 |
| Éxito reproductor | 0,25 | 0,43 | 0,44 | 0,40 | 1,25 | 0,00 | 1,00 | 0,33 | 1,33 | 1,00 | - | 1,00 | 2,00 | 0,67 | 1,00 | 0,63 |
| Productividad (controladas) | 0,20 | 0,33 | 0,40 | 0,33 | 1,25 | 0,00 | 1,00 | 0,33 | 1,33 | 1,00 | - | 0,67 | 2,00 | 0,67 | 1,00 | 0,54 |

Tabla 25. Parámetros reproductores del alimnoche común (*Neophron percnopterus*) en Sierras Centrales en el periodo comprendido entre 2005 y 2019.

• **Territorios Independientes**

El conjunto formado por todas aquellas parejas que se encontraban en territorios independientes del resto de núcleos ha mostrado un 69,57 % de parejas reproductoras respecto al total de parejas controladas (Tabla 26). En este conjunto, la totalidad de las parejas se ha conseguido reproducir hasta en 9 años distintos (Tabla 26).

Las distintas parejas han producido un total de 24 pollos, registrándose la cifra máxima de 3 pollos en 2012, 2013 y 2014 (Figura 42). Entre estas parejas reproductoras, han predominado las nidadas de un pollo frente a las de dos (20 y 2 nidadas, respectivamente).

En estos territorios, el porcentaje de parejas con éxito reproductor ha sido de 68,75 % para todo el conjunto de datos, con un porcentaje máximo del 100 % registrado en un total de 6 años. Por otra parte, el porcentaje de parejas productivas ha sido de 47,83 %, produciéndose el porcentaje máximo del 100 % en hasta 4 años de la serie temporal.

Por último, la tasa de vuelo para toda la población de este conjunto ha alcanzado los 1,09 pollos volados por cada pareja que ha tenido descendencia, dándose los mayores valores de la tasa en 2005 (2 pollos volados). El éxito reproductor ha sido de 0,75 pollos volados por cada pareja que ha incubado, observándose el valor máximo de 1 en varios años. Por otra parte, la productividad ha sido de 0,52 pollos volados por cada una de las parejas que se han controlado, aumentando dicha cifra hasta 1 pollo volado en distintos años de la serie temporal.

| TERRITORIOS INDEPENDIENTES | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 | 2011 | 2012 | 2013 | 2014 | 2015 | 2016 | 2017 | 2018 | 2019 | 2005-2019 |
|--|--------|--------|--------|--------|--------|------|-------|--------|--------|--------|------|--------|--------|--------|--------|-----------|
| Población (número de parejas) | 1 | 2 | 2 | 2 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 3 | 2 | 48 |
| Parejas controladas | 1 | 2 | 2 | 2 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 3 | 2 | 2 | 46 |
| Parejas reproductoras | 1 | 2 | 2 | 1 | 2 | - | 2 | 4 | 4 | 4 | - | 4 | 2 | 2 | 2 | 32 |
| % Parejas que se reproducen | 100,00 | 100,00 | 100,00 | 50,00 | 50,00 | - | 50,00 | 100,00 | 100,00 | 100,00 | - | 100,00 | 66,67 | 100,00 | 100,00 | 69,57 |
| Total de pollos | 1 | 2 | 2 | 1 | 0 | - | 1 | 3 | 3 | 3 | - | 2 | 2 | 2 | 2 | 24 |
| Nidadas de 1 pollo | 1 | 0 | 2 | 1 | 0 | - | 1 | 1 | 3 | 3 | - | 2 | 2 | 2 | 2 | 20 |
| Nidadas de 2 pollos | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | - | 0 | 1 | 0 | 0 | - | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| Nidadas de 3 pollos | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | - | 0 | 0 | 0 | 0 | - | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| % Parejas éxito reproductor | 100,00 | 50,00 | 100,00 | 100,00 | 0,00 | - | 50,00 | 50,00 | 75,00 | 75,00 | - | 50,00 | 100,00 | 100,00 | 100,00 | 68,75 |
| % Parejas fracaso reproductor | 0,00 | 50,00 | 0,00 | 0,00 | 100,00 | - | 50,00 | 50,00 | 25,00 | 25,00 | - | 50,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 31,25 |
| % Parejas productivas (controladas) | 100,00 | 50,00 | 100,00 | 50,00 | 0,00 | - | 25,00 | 50,00 | 75,00 | 75,00 | - | 50,00 | 66,67 | 100,00 | 100,00 | 47,83 |
| Tasa de vuelo | 1,00 | 2,00 | 1,00 | 1,00 | 0,00 | - | 1,00 | 1,50 | 1,00 | 1,00 | - | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,09 |
| Éxito reproductor | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,00 | - | 0,50 | 0,75 | 0,75 | 0,75 | - | 0,50 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,75 |
| Productividad (controladas) | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 0,50 | 0,00 | - | 0,25 | 0,75 | 0,75 | 0,75 | - | 0,50 | 0,67 | 1,00 | 1,00 | 0,52 |

Tabla 26. Parámetros reproductores del alimoche común (*Neophron percnopterus*) en los distintos territorios independientes en el periodo comprendido entre 2005 y 2019.



Figura 42. Juvenil de alimoche común (*Neophron percnopterus*). Autor: Aurora Puerto.

La metodología utilizada en los estudios de biología de la reproducción de la especie difiere en los distintos trabajos existentes, puesto que los autores definen los parámetros reproductores con criterios dispares (Tabla 27). Teniendo esto en cuenta, y tomando como referencia los datos del último censo nacional de la SEO (Del Moral y Molina, 2018), la tasa de vuelo en Extremadura en todo el periodo de estudio es similar a la media de la población española (Tabla 27). Sin embargo, el éxito reproductor y la productividad de las parejas extremeñas se encuentran por debajo de los datos obtenidos para el conjunto nacional (Tabla 27). En relación con los datos registrados en otras comunidades autónomas, los datos globales del presente estudio situarían a Extremadura por debajo de la Comunidad Valenciana en el caso del éxito reproductor (0,94), de Canarias en el caso de la tasa de vuelo (1,13), y del País Vasco en cuanto a la productividad se refiere (0,8) (Tabla 27; Del Moral y Molina, 2018).

Se debe tener presente que existe una gran variabilidad de los valores obtenidos para las distintas poblaciones extremeñas. El núcleo de La Serena supera la media nacional en la tasa de vuelo (1,26 en el núcleo frente a 1,12 nacional), y el Sistema Central lo hace en el caso del éxito reproductor (1,00 en el núcleo frente a 0,91 nacional) (Tabla 27; Del Moral y Molina, 2018).

| FUENTE | PERIODO DE ESTUDIO | ÁREA DE ESTUDIO | ÉXITO REPRODUCTOR | PRODUCTIVIDAD | TASA DE VUELO | PAREJAS (N) |
|--------------------------------------|--------------------|---------------------------------|---|---|--|-------------|
| Del Moral y Molina, 2018 | 2018 | Andalucía | 0,91 nº pollos volados/ parejas incuban | 0,83 nº pollos volados/ parejas | 1,11 nº pollos vo- lados/parejas exitosas | 24 |
| | | Aragón | 0,98 | 0,81 | 1,13 | 181 |
| | | Asturias | 1,12 | 1,12 | 1,18 | 42 |
| | | Canarias | 0,69 | 0,59 | 1,13 | 74 |
| | | Cantabria | 1,03 | 0,75 | 1,03 | 52 |
| | | Castilla y León | 0,8 | 0,71 | 1,11 | 210 |
| | | Cataluña | 1 | 0,85 | 1,1 | 27 |
| | | Comunidad Valenciana | 0,94 | 0,94 | 1 | 16 |
| | | Galicia | 1,5 | 1,5 | 1,5 | 2 |
| | | Islas Baleares | 1,22 | 0,92 | 1,22 | 24 |
| | | La Rioja | 1 | 1 | 1,14 | 8 |
| | | Navarra | 1,17 | 0,95 | 1,31 | 22 |
| | | País Vasco | 0,89 | 0,8 | 1,05 | 48 |
| España | 0,91 | 0,78 | 1,12 | 883 | | |
| Donázar et al., 2002b | 1998-2000 | Fuerte-ventura (Islas Canarias) | - | 0,48 (n=44) nº pollos volados/ parejas | 1,22 (n=27) nº pollos vo- lados/parejas exitosas | - |
| Espinha de Almeida, 2011 | 1955-2001 | Duero (Portugal) | - | 1 (n=452) nº pollos volados/ parejas | 1,17 (n=386) nº pollos vo- lados/parejas exitosas | - |
| Liberatori y Pentariani, 2001 | 1984-1999 | Italia | - | 0,99 ± 0,66 (n=126) nº pollos volados/ parejas reproduc- toras | - | - |
| Sarà y Vittorio, 2003 | 2002 | Sicilia (Italia) | - | 1,38 nº volantones/ pareja controlada | - | 14 |

Tabla 27. Parámetros reproductores del alimoche común (*Neophron percnopterus*) en distintos lugares. Los parámetros se expresan tal y como aparecen en los estudios originales. n= tamaño muestral utilizado para el cálculo, pudiendo ser parejas o eventos reproductores, en función del estudio.

| FUENTE | PERIODO DE ESTUDIO | ÁREA DE ESTUDIO | ÉXITO REPRODUCTOR | PRODUCTIVIDAD | TASA DE VUELO | PAREJAS (N) |
|-------------------------------|--------------------|--------------------------------|---|--|--|-------------|
| Grubač et al., 2014 | 2006-2011 | Macedonia | 0,93 ± 0,2 nº medio volantones/ parejas reproductoras | 0,84 ± 0,2 nº medio volantones/ pareja seguida | 1,19 ± 0,16 nº volantones/ parejas reproductoras con éxito | 23 |
| Oppel et al., 2017 | 2003-2015 | Bulgaria | - | 0,83 (n=349) nº volantones/territorio ocupado | 1,30 (n=223) nº volantones/ parejas exitosas | - |
| Arkumarev et al., 2018 | 2005-2016 | Montes Ródope (Bulgaria) | 1,11 ± 0,13 nº pollos volados/ parejas que incuban | 0,88 ± 0,1 nº pollos volados/ parejas | 1,2 ± 0,1 nº pollos volados/ parejas exitosas | 47 |
| Balaban y Yamaç, 2018 | 2014 | Provincia de Sakarya (Turquía) | 0,65 juveniles/parejas que inician la reproducción | 1 nº pollos volados/ parejas | 1,27 nº pollos volados/ parejas exitosas | 35 |
| Oppel et al., 2017 | 2003-2015 | Grecia | - | 0,63 (n=56) nº volantones/territorio ocupado | 1,3 (n=27) nº volantones/ parejas exitosas | - |
| Iñigo et al., 2008 | 2008 | Europa | - | 0,89 | - | - |

Tabla 27 (Contin.). Parámetros reproductores del alimoche común (*Neophron percnopterus*) en distintos lugares. Los parámetros se expresan tal y como aparecen en los estudios originales. n= tamaño muestral utilizado para el cálculo, pudiendo ser parejas o eventos reproductores, en función del estudio.

6.3.3. Selección del lugar de nidificación

En el estudio de la selección del lugar de nidificación del alimoche, la técnica FDR ha identificado 15 variables significativas de un total de 29 variables consideradas. De éstas, la exclusión de variables altamente correlacionadas ha permitido mantener 14 variables, que fueron las incluidas en el modelo final de regresión logística, y que a su misma vez ha configurado finalmente en siete pasos un modelo de 7 variables explicativas, estadísticamente significativas ($p < 0,05$) en todos los casos (Tabla 28). Los valores de bondad del modelo han indicado que no se han encontrado diferencias significativas ($p = 0,265$) entre lo observado y lo esperado en la prueba de Hosmer y Lemeshow (HyL = 10,003).

Tres de las variables del modelo han mostrado una componente positiva (la distancia euclídea mínima a caminos *DistCamin*, el % de FCC de *Quercus suber* *Quesur* y el índice de rugosidad o irregularidad topográfica *Tri*), mientras que cuatro (la altitud mínima *AltMin*, la altura de la vegetación superior a un metro *AltVeg*, el % de superficie con orientación sureste *SE* y el % de superficie con orientación oeste *W*), la han obtenido negativa. El índice de rugosidad o irregularidad topográfica fue la variable con el mayor peso en el modelo, y la altura de la vegetación superior a un metro, la de menor peso (Tabla 28).

| | VARIABLES | β | E.T. | WALD | SIG. | EXP(B) |
|---|--------------|---------|-------|---------|-------|--------|
| 1 | Tri(+) | 1,101 | 0,091 | 146,969 | 0,000 | 3,009 |
| 2 | AltMin(-) | -0,009 | 0,001 | 75,751 | 0,000 | 0,991 |
| 3 | Quesur(+) | 0,066 | 0,018 | 12,852 | 0,000 | 1,068 |
| 4 | W(-) | -0,063 | 0,015 | 17,141 | 0,000 | 0,939 |
| 5 | Distcamin(+) | 0,002 | 0,001 | 10,587 | 0,001 | 1,002 |
| 6 | SE(-) | -0,053 | 0,018 | 8,642 | 0,003 | 0,948 |
| 7 | AltVeg(-) | -0,212 | 0,101 | 4,444 | 0,035 | 0,809 |
| | Constante | -0,267 | 0,553 | 0,234 | 0,629 | 0,765 |

Tabla 28. Variables en el último paso de la regresión logística (Paso 7), ordenadas por su inclusión en el modelo. β : coeficientes del parámetro de la ecuación, E.T: error típico, Wald: importancia en el modelo, Sig.: significación estadística, Exp(B): estimación de los Odd Ratio.

Respecto a los resultados de favorabilidad del área de nidificación de las parejas activas (Figura 43), el 58,82 % de las localizaciones han estado en el rango más alto (0,9-1), encontrando solo una plataforma en la categoría más desfavorable (0-0,1).

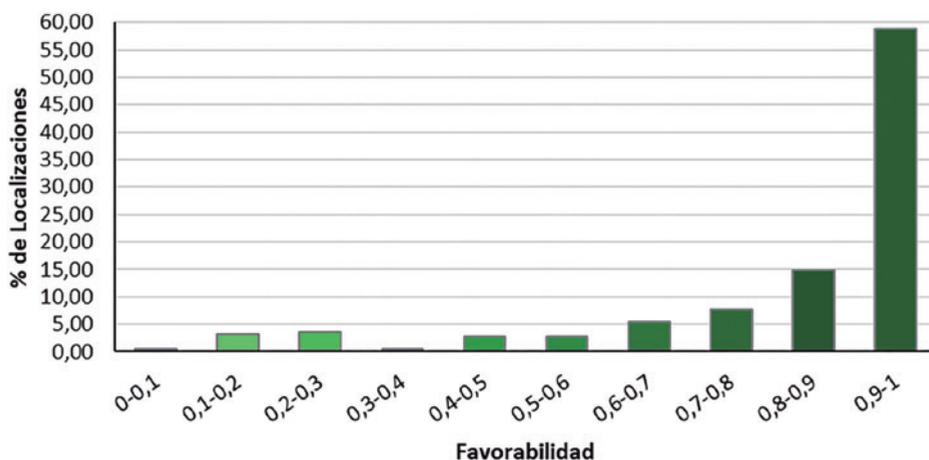


Figura 43. Porcentaje de plataformas activas del alimoche común (*Neophron percnopterus*) en 10 clases de favorabilidad con pasos regulares de 0,1.

En la clasificación de tres categorías, que tiene en cuenta las zonas con alta favorabilidad ($>0,8$) y las zonas con baja favorabilidad ($<0,2$), el 75 % de las plataformas activas se han encontrado en zonas de alta favorabilidad, existiendo 8 localizaciones (3,39 %) con un resultado de favorabilidad baja. El 21,61 % restante ha correspondido al número de plataformas activas (51 plataformas) que han tenido una favorabilidad intermedia para el lugar de nidificación.

Finalmente, se ha observado una correlación positiva significativa entre la favorabilidad del lugar de nidificación de la especie y la favorabilidad obtenida para la distribución y para el hábitat (Ver apartados 1.3.4. *Modelo de distribución espacial del alimoche común en Extremadura* y 5.3.1. *Selección de hábitat del alimoche común en Extremadura*). Dicha correlación ha sido mayor con la favorabilidad del hábitat ($r_s = 0,465$, $p = 0,01$), que con la del modelo de distribución ($r_s = 0,356$, $p = 0,01$) (Figura 44).

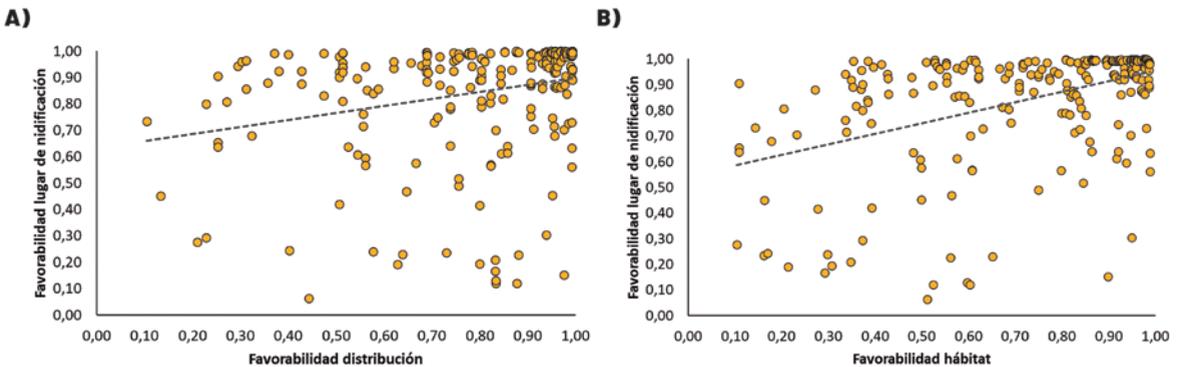


Figura 44. Correlación de la favorabilidad obtenida en el estudio de la selección del lugar de nidificación en el alimoche común (*Neophron percnopterus*), con las favorabilidades del modelo de distribución (A) y de selección del hábitat (B) obtenidas en los apartados 1.3.4. *Modelo de distribución espacial del alimoche común en Extremadura* y 5.3.1. *Selección de hábitat del alimoche común en Extremadura*

El factor más importante que influye en la selección de los lugares de nidificación del alimoche, no solo en España, sino también en otras áreas de reproducción, es la disponibilidad de sustratos rocosos en los que poder situar sus nidos, hecho que recalcan numerosos estudios (Donázar, 1993; Carrete *et al.*, 2007; Ceballos y Donázar, 1989; Mateo-Tomás y Olea, 2015; Opper *et al.*, 2017; Şen *et al.*, 2017; Tauler-Ametller *et al.*, 2017) (Figura 45). Por ello, no es de extrañar que la variable que ha entrado primero en el modelo de selección de lugar de nidificación en Extremadura y que tiene el mayor peso, sea el índice de rugosidad o irregularidad topográfica. Sin embargo, estas zonas escarpadas se encuentran en lugares de determinadas altitudes, tal y como señala la selección negativa que presenta la especie por menores altitudes. La reiteración en la selección de ambas variables en los modelos de favorabilidad previamente realizados, remarca la gran importancia que tienen las mismas para el alimoche, sobre todo en el caso de las altitudes (Ver apartados 1.3.4. *Modelo de distribución espacial del alimoche común en Extremadura* y 5.3.1. *Selección de hábitat del alimoche común en Extremadura*). De igual forma, la selección negativa por las orientaciones hacia el sureste y el oeste, apoya lo anteriormente comentado en el modelo de hábitat (Ver apartado 5.3.1. *Selección de hábitat del alimoche común en Extremadura*), en el que la especie

ha seleccionado preferiblemente las orientaciones hacia el noreste, y que podrían ser el resultado de la evasión de las zonas con mayor radiación solar, que posiblemente puedan llegar a tener una incidencia directa en el éxito reproductivo del alimoche.



Figura 45. Nido de alimoche común (*Neophron percnopterus*) con dos pollos en sustrato rupícola. Autor: Ángel Sánchez.

La presencia del alcornoque es una variable que aparece en los 3 modelos de favorabilidad (Ver apartados 1.3.4. *Modelo de distribución espacial del alimoche común en Extremadura* y 5.3.1. *Selección de hábitat del alimoche común en Extremadura*), lo que remarca la importancia de la misma para la rapaz. Este componente clave del bosque mediterráneo refuerza la estrecha relación del alimoche con determinadas altitudes en la región, puesto que se encuentra en un rango altitudinal muy concreto (Díaz *et al.*, 2009). El lugar de nidificación también viene determinado por vegetación con altura no superior a un metro, ya que estos lugares —de carácter mayoritariamente rupícola en el caso del alimoche (Ver 6.3.4. *Nidotópica*)—, no cuentan con un sustrato que permita el desarrollo de grandes masas arbóreas.

Por otra parte, la selección positiva por las mayores distancias a los caminos es indicativo del carácter esquivo que tiene la rapaz en la región. A la hora de situar sus lugares de nidificación en las zonas de mayor escabrosidad, que se encuentran a determinadas altitudes, la especie establece ciertas distancias con el ser humano, de tal forma que estas zonas son menos accesibles y por lo tanto, menos propensas a las molestias. En España, así como en otros países, las variables asociadas a las molestias antrópicas (ej. distancia ciudades/pueblos/carreteras, densidad de población), se han visto que influyen en los modelos de selección de

lugar de nidificación por parte del alimoche (Margalida *et al.*, 2007; Şen *et al.*, 2017; Tauler-Ametller *et al.*, 2017). Las molestias por parte del ser humano pueden tener un serio efecto sobre el éxito reproductor de la especie (Liberatori y Penteriani, 2001; Zuberogioitia *et al.*, 2008; Donázar *et al.*, 2018).

6.3.4. Nidotópica

· **Nº de plataformas por pareja**

A nivel de toda la comunidad extremeña y para todo el periodo de estudio, el 82,76 % de las parejas han tenido una única plataforma de nidificación (312 parejas; Tabla 29, Figura 46). El porcentaje de parejas que han regentado varias plataformas ha sido mucho menor, con un 13 % en el caso de aquellas que han mantenido 2 plataformas (98 parejas), y siendo muy escasas aquellas que poseían 3 (3,71 %, 14 parejas) y hasta 4 plataformas (0,53 %, 2 parejas) (Tabla 29, Figura 46).

Aunque en todos los núcleos predominan mayoritariamente las parejas que regentan una plataforma, las proporciones de tales parejas han variado, de manera que en el Alagón el 95,45 % de las parejas han sido propietarias de una única plataforma, mientras que en La Serena, la proporción de dichas parejas se reduce hasta un 53,85 % (Tabla 29). Los núcleos en los que se han dado el caso de parejas con hasta 4 plataformas han sido el Tajo Internacional y La Siberia (Tabla 29).

| PLATAFORMAS | 1 | 2 | 3 | 4 |
|-----------------------------------|--------------|--------------|-------------|-------------|
| Sistema Central | 94,44 | 5,56 | 0,00 | 0,00 |
| Alagón | 95,45 | 4,55 | 0,00 | 0,00 |
| Riberos del Tajo y Almonte | 89,39 | 9,09 | 1,52 | 0,00 |
| Ibores-Jara | 79,49 | 17,95 | 2,56 | 0,00 |
| Tajo Internacional | 77,22 | 13,92 | 7,59 | 1,27 |
| Sierra de San Pedro | 80,43 | 17,39 | 2,17 | 0,00 |
| Villuercas | 82,76 | 10,34 | 6,90 | 0,00 |
| La Siberia | 75,00 | 16,67 | 4,17 | 4,17 |
| La Serena | 53,85 | 38,46 | 7,69 | 0,00 |
| Sierras Centrales | 76,92 | 15,38 | 7,69 | 0,00 |
| Territorios independientes | 100,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| GLOBAL | 82,76 | 13,00 | 3,71 | 0,53 |

Tabla 29. Porcentaje de parejas de alimoche común en función del número de plataformas que han tenido.

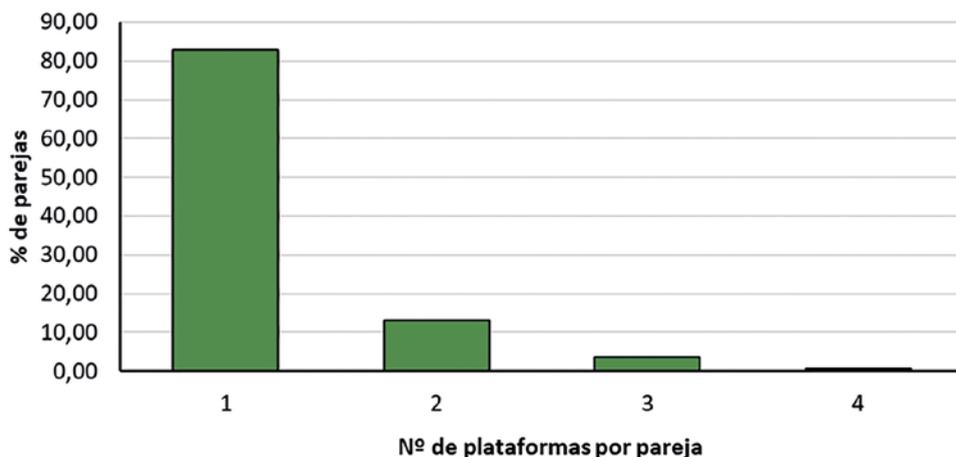


Figura 46. Porcentaje de parejas de alimoche común (*Neophron percnopterus*) en función del número de plataformas que han tenido, a nivel de toda Extremadura.

• **Orientación de los nidos**

El estudio de la orientación de las plataformas de toda la serie temporal, ha indicado que las plataformas de nidificación del alimoche en Extremadura muestran una orientación muy variable a lo largo de todo el territorio, de tal manera que, aunque presentan una orientación media hacia el noreste, no es significativa (Test de Rayleigh: $R = 27,25$; $p = 0,199$; orientación media: $64,97^\circ \pm 2,38^\circ$; Tabla 30, Figura 47).

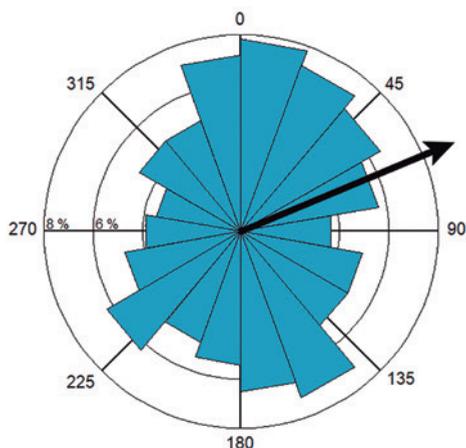


Figura 47. Histograma circular con sectores de 20° , mostrando las frecuencias relativas de las orientaciones de los nidos de alimoche común (*Neophron percnopterus*) en Extremadura. La flecha negra representa el acimut medio.

| | MAZ | MMD | CSD | CV | VMIS | SKEW | KURT | R | P |
|-----------------------------------|--------------|-------------|-------------|-------------|-------------|--------------|--------------|--------------|-------------------|
| Sistema Central | 34,70 | 0,26 | 1,64 | 0,74 | 0,54 | -0,17 | 0,28 | 4,97 | 0,273 |
| Alagón | 340,41 | 0,31 | 1,53 | 0,69 | 0,65 | -0,21 | 0,10 | 14,25 | 0,012 |
| Riberos del Tajo y Almonte | 90,37 | 0,22 | 1,74 | 0,78 | 0,45 | 0,48 | -0,09 | 13,97 | 0,086 |
| Ibores-Jara | 75,25 | 0,29 | 1,58 | 0,71 | 0,60 | -0,26 | 0,23 | 13,75 | 0,019 |
| Tajo Internacional | 157,18 | 0,28 | 1,59 | 0,72 | 0,59 | 0,15 | 0,62 | 29,84 | < 0,001 |
| Sierra de San Pedro | 263,46 | 0,13 | 2,03 | 0,87 | 0,26 | -0,43 | -0,15 | 7,11 | 0,406 |
| Villuercas | 304,72 | 0,14 | 1,98 | 0,86 | 0,29 | -0,45 | -0,42 | 5,10 | 0,486 |
| La Siberia | 294,28 | 0,13 | 2,01 | 0,87 | 0,27 | -0,16 | -0,29 | 4,35 | 0,563 |
| La Serena | 23,98 | 0,36 | 1,42 | 0,64 | 0,78 | -0,18 | 0,48 | 7,29 | 0,070 |
| Sierras Centrales | 9,11 | 0,29 | 1,57 | 0,71 | 0,61 | 0,54 | 0,73 | 4,98 | 0,232 |
| Territorios independientes | 187,42 | 0,46 | 1,24 | 0,54 | 0,77 | -0,52 | -0,43 | 0,52 | 0,224 |
| GLOBAL | 64,97 | 0,06 | 2,38 | 0,94 | 0,12 | -0,13 | -0,05 | 27,25 | 0,199 |

Tabla 30. Estadísticos circulares. MAZ: Acimut medio; MMd: Modulo Medio, CSD: Desviación Circular Estándar; CV: Varianza circular; VMis: Parámetro de Von Mises; Skew: Coeficiente de Asimetría; Kurt: coeficiente de curtosis; R: Test de Rayleigh; p: p valor del test de Rayleigh.

Estudiando de forma más detallada la situación en cada uno de los núcleos, se ha podido observar que, al igual que ocurre a nivel general, la gran mayoría de ellos no presenta una orientación definida; a excepción de los núcleos del Alagón ($R = 14,25$; $p < 0,05$; orientación media: $340,41^\circ \pm 1,53^\circ$), Ibores-Jara ($R = 13,75$; $p < 0,05$; orientación media: $75,25^\circ \pm 1,58^\circ$) y el Tajo Internacional ($R = 29,84$; $p < 0,01$; orientación media: $157,18^\circ \pm 1,59^\circ$) (Tabla 30, Figura 48).

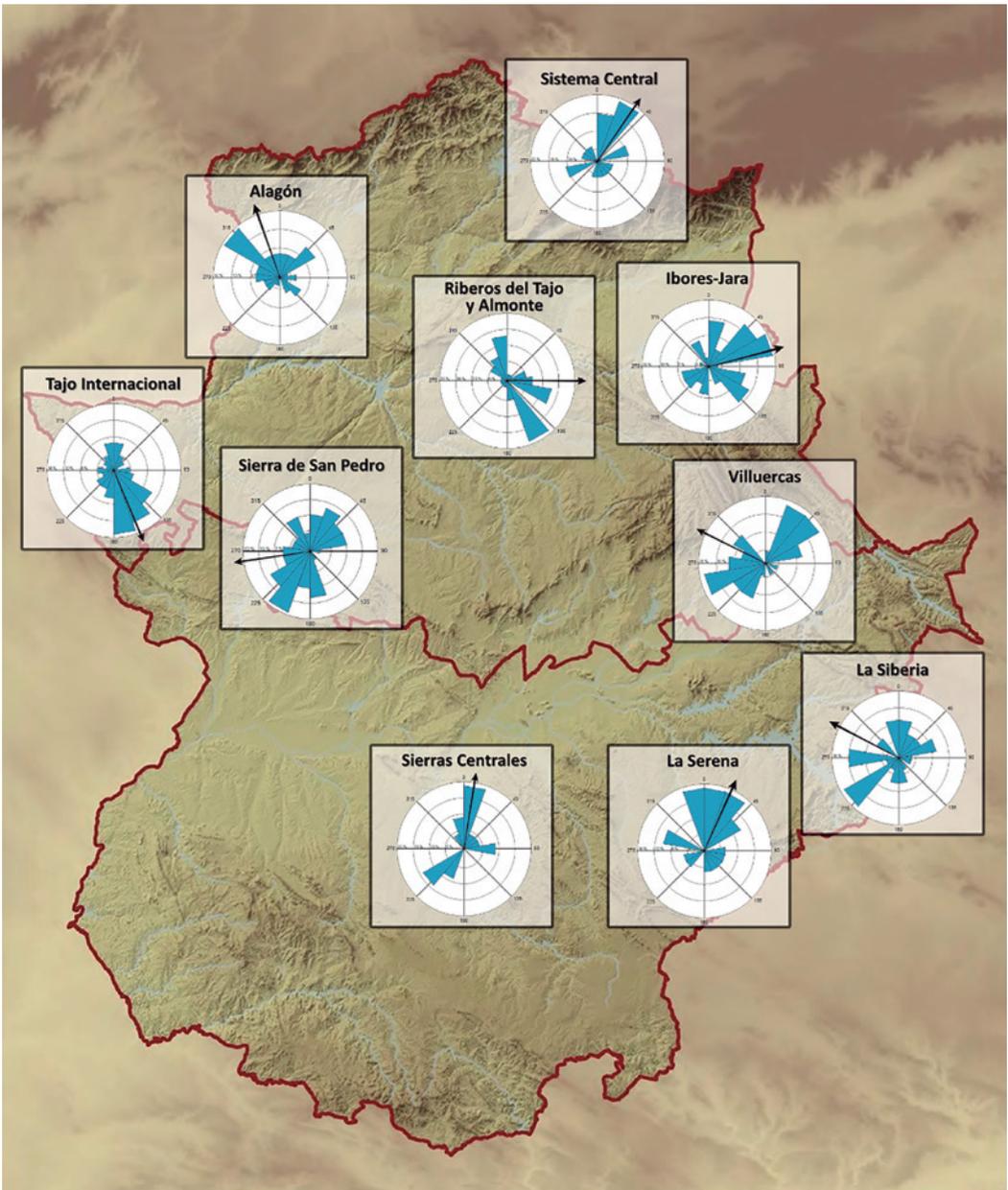


Figura 48. Histogramas circulares con sectores de 20° mostrando las frecuencias relativas de las orientaciones de los nidos de alimoche común (*Neophron percnopterus*) en cada uno de los núcleos de estudio. La flecha negra representa el acimut medio

Esta variabilidad en la región podría ser el resultado de las diferentes latitudes y elevaciones del territorio, de tal forma que los individuos de cada sitio se adaptan a condiciones particulares de temperatura e insolación sin mostrar un patrón homogéneo (Mosher y White, 1976). Diversos estudios han indicado que los alimoches orientan preferentemente sus nidos hacia el sur, como se ha podido observar en Castellón en el caso de España (García-Ripollés y López-

López, 2006), en Italia (Liberatori y Penteriani, 2001) y en Turquía (Şen et al., 2017). A nivel global, Extremadura difiere de estas poblaciones, ya que la orientación general de los nidos hacia el noreste, a pesar de no ser significativa, es consistente con la selección positiva que muestra la especie por las orientaciones hacia noreste en el modelo de favorabilidad de hábitat, y con la evasión de las orientaciones hacia el oeste y el sureste en el caso del modelo del lugar de nidificación (Ver apartados 5.3.1 *Selección de hábitat del alimoche común en Extremadura* y 6.3.3. *Selección del lugar de nidificación*). El único núcleo cuya orientación es semejante a la del resto de poblaciones de alimoche en las que se ha estudiado esta característica, ha sido el Tajo Internacional, puesto que gran parte de las parejas tienen sus plataformas de nidificación orientadas hacia el sur (Tabla 30, Figura 48). La selección de orientaciones hacia el norte en zonas de clima templado se ha relacionado con intentos de evitar el sobre calentamiento y la fuerte insolación, que pueden causar estrés térmico en los pollos y de igual manera, reducir la productividad de las parejas (Mosher y White, 1976; Selås, 1997; Martínez et al., 2006).

• **Sustrato de nidificación**

Prácticamente, la totalidad de las plataformas de nidificación del alimoche en Extremadura se han encontrado en cantiles (98,59 %), predominando ligeramente los fluviales frente a los serranos (53,18 % y 45,41 %, respectivamente) (Tabla 31, Figura 49, Figura 50). A pesar del carácter rupícola de la especie, de forma excepcional, algunas plataformas se han encontrado situadas en sustratos arbóreos, con un 0,71 % situadas en *Q. suber* (3 plataformas), un 0,47 % en *P. pinea* (2 plataformas) y un 0,24 % en *Eucalyptus spp.* (1 plataforma) (Tabla 31, Figura 49).

| | CANTIL FLUVIAL | CANTIL SERRANO | EUCALYPTUS SPP. | PINUS PINEA | QUERCUS SUBER |
|-----------------------------------|----------------|----------------|-----------------|-------------|---------------|
| Sistema Central | 64,71 | 29,41 | 0,00 | 0,00 | 5,88 |
| Alagón | 83,33 | 14,29 | 0,00 | 2,38 | 0,00 |
| Riberos del Tajo y Almonte | 79,71 | 15,94 | 1,45 | 0,00 | 2,90 |
| Ibores-Jara | 51,16 | 48,84 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| Tajo Internacional | 87,37 | 11,58 | 0,00 | 1,05 | 0,00 |
| Sierra de San Pedro | 9,43 | 90,57 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| Villuercas | 9,38 | 90,63 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| La Siberia | 31,25 | 68,75 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| La Serena | 0,00 | 100,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| Sierras Centrales | 5,88 | 94,12 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| Territorios independientes | 20,00 | 80,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| GLOBAL | 53,18 | 45,41 | 0,24 | 0,47 | 0,71 |

Tabla 31. Porcentaje de plataformas en función del sustrato sobre el que se encuentran.

En gran parte de los núcleos, el sustrato predominante ha sido el cantil fluvial, mientras que en Sierra de San Pedro, las Villuercas, La Serena y Sierras Centrales, el grueso de las plataformas se han encontrado en cantiles serranos (Tabla 31). Los nidos situados en árbol se han encontrado en el Sistema Central y en Riberos del Tajo en el caso del alcornoque, en el Alagón y el Tajo Internacional en el caso del pino, y en Riberos del Tajo y Almonte en cuanto a la plataforma situada en eucalipto (Tabla 31).

Al igual que a nivel nacional, la especie nidifica casi exclusivamente en zonas de roquedos (Del Moral y Molina, 2018; Figura 49). Mientras que la nidificación en árbol parece ser más común en las poblaciones de la India (Mishra *et al.*, 2018), en el caso de la península ibérica, los nidos situados en sustratos arbóreos son más escasos, teniéndose muy pocos datos al respecto (Irby, 1879; Perea *et al.*, 1990; Del Moral, 2009). A causa de ello, el hecho de que seis parejas hayan construido sus nidos en árbol, es destacable.

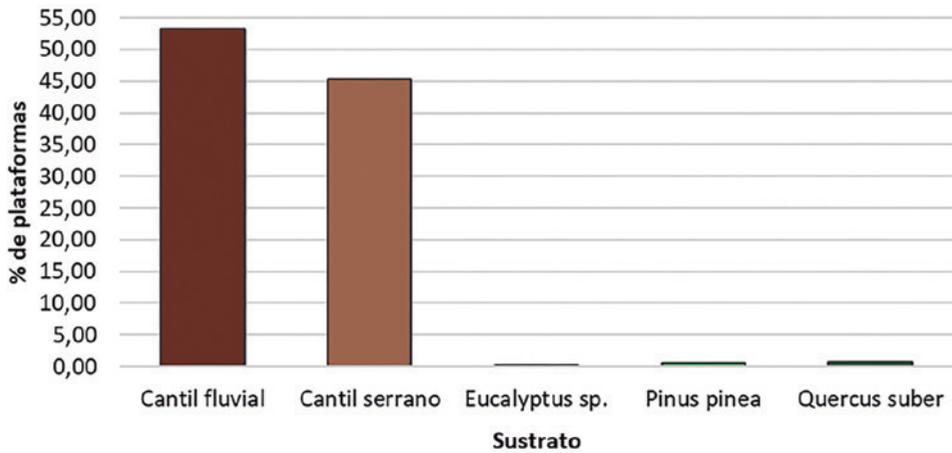


Figura 49. Porcentaje de plataformas de alimoche común (*Neophron percnopterus*) en función del sustrato sobre el que se encuentran a nivel de toda Extremadura.



Figura 50. Alimoche común (*Neophron percnopterus*) en nido sobre cantil serrano. Autor: Roberto Sánchez

· **Litología**

Más de la mitad de la superficie de la comunidad extremeña está constituida por formaciones de carácter sedimentario y metamórfico, como las pizarras, areniscas y cuarcitas. Debido a esto, gran parte de los nidos de alimoche situados en cantiles, lo han hecho en zonas donde predominan este tipo de rocas (70,23 %; Tabla 32). Las formaciones sedimentarias como las arenas y arcillas, que constituyen una cuarta parte de la litología en Extremadura, han sido el sustrato sobre el que se han asentado el 19,08 % de los nidos (Tabla 32). Por último, el 10,69 % se han encontrado en cantiles formados por rocas ígneas, como son el granito y las rocas básicas (Tabla 32).

A nivel de cada uno de los núcleos, la litología sobre la que se encuentran los nidos ha sido variable, predominando las pizarras, areniscas y cuarcitas en Riberos del Tajo y Almonte, el Tajo Internacional, La Siberia y La Serena, y los granitos y rocas básicas en el Alagón. Las plataformas de nidificación en el resto de núcleos se encuentran sobre sustratos litológicos más variados (Tabla 32).

En el contexto nacional, el alimoche nidifica en sustratos de diversa litología, siempre que cuenten con disponibilidad de cantiles y cortados con oquedades en las que situar los nidos. De forma histórica y a nivel nacional, el 77,33 % de las parejas han nidificado en cantiles calizos (Perea *et al.*, 1990). En Extremadura, las zonas calizas son poco comunes, conformando tan solo el 1,15 % de la superficie (SITEX, 2021). Este hecho, sumado a la gran prevalencia de formaciones sedimentarias y metamórficas (ej. pizarras, areniscas y cuarcitas), es lo que ha definido la litología sobre la que nidifica la especie en la comunidad.

| | PIZARRAS, ARENISCAS Y CUARCITAS | GRANITOS Y ROCAS BÁSICAS | ARENAS Y ARCILLAS |
|-----------------------------------|---------------------------------|--------------------------|-------------------|
| Sistema Central | 42,86 | 57,14 | 0,00 |
| Alagón | 23,08 | 69,23 | 7,69 |
| Riberos del Tajo y Almonte | 89,36 | 0,00 | 10,64 |
| Ibores-Jara | 55,17 | 10,34 | 34,48 |
| Tajo Internacional | 86,49 | 0,00 | 13,51 |
| Sierra de San Pedro | 56,60 | 7,55 | 35,85 |
| Villuercas | 65,63 | 0,00 | 34,38 |
| La Siberia | 100,00 | 0,00 | 0,00 |
| La Serena | 100,00 | 0,00 | 0,00 |
| Sierras Centrales | 52,94 | 0,00 | 47,06 |
| Territorios independientes | 0,00 | 80,00 | 20,00 |
| GLOBAL | 70,23 | 10,69 | 19,08 |

Tabla 32. Porcentaje de plataformas situadas sobre cantiles (fluvial o serrano) en función de la litología sobre la que se encuentran.

· **Altitud**

El rango de altitud en el que se distribuye el alimoche en Extremadura ha oscilado entre los 114,82 y los 1.513,49 m s. n. m., con una altitud promedio de $405,34 \pm 467,52$ m s. n. m. (Tabla 33). El 85,21 % de las plataformas se han encontrado entre los 100 y 600 m s. n. m. No han existido diferencias significativas entre los valores de altitud de los diferentes puntos de muestreo con ausencia de la especie y los sitios en los que se encuentran las plataformas de nidificación (Test t de Student, $t = 1,910$, $p > 0,05$; Figura 51), lo que indica que la especie se distribuye de forma indistinta a lo largo de todo el rango altitudinal presente en la comunidad.

A nivel regional, el núcleo que ha presentado una mayor altitud promedio ha sido el de Villuercas ($868,18 \pm 215,57$ m s. n. m.; Tabla 33), seguido por el Sistema Central ($685,05 \pm 324,13$ m s. n. m.; Tabla 33) y por La Serena ($661,99 \pm 94,91$ m s. n. m.; Tabla 33). Las mayores diferencias entre las altitudes máximas y mínimas registradas, se han producido en Villuercas, núcleo que además alberga el dato de mayor altitud en el que se encuentra la especie en la comunidad (1.513,49 m s. n. m.).

| | ALTITUD MÍNIMA | ALTITUD MÁXIMA | PROMEDIO | DESVIACIÓN ESTÁNDAR |
|---------------------------------------|-------------------|-------------------|---------------|------------------------|
| Sistema Central | 261,31 | 1.183,48 | 685,05 | 324,13 |
| Alagón | 128,05 | 473,60 | 257,93 | 66,10 |
| Riberos del Tajo y Almonte | 213,68 | 762,19 | 313,05 | 132,35 |
| Ibores-Jara | 242,97 | 763,12 | 421,77 | 155,00 |
| Tajo Internacional | 114,82 | 610,84 | 185,18 | 122,74 |
| Sierra de San Pedro | 187,83 | 714,52 | 451,94 | 113,03 |
| Villuercas | 505,55 | 1.513,49 | 868,18 | 215,57 |
| La Siberia | 368,07 | 728,67 | 503,92 | 90,45 |
| La Serena | 514,72 | 842,60 | 661,99 | 94,91 |
| Sierras Centrales | 305,52 | 743,16 | 529,80 | 119,19 |
| Territorios independientes | 250,87 | 972,65 | 546,89 | 250,34 |
| GLOBAL | 114,82 | 1.513,49 | 405,34 | 467,52 |

Tabla 33. Mínimos, máximos, promedio y desviación estándar de las altitudes (m s. n. m.) en las que se distribuye el alimoche común (*Neophron percnopterus*) en Extremadura.

A pesar de que en la región se encuentran lugares con altitud de hasta 2.339 m s. n. m. (Pico Calvitero, Sistema Central), la especie se distribuye en zonas de altitudes intermedias. La distribución altitudinal del alimoche en Extremadura se encuentra dentro del rango definido para la población española, que va desde pocos metros sobre el nivel del mar, hasta los 1.800 m s. n. m. (Perea *et al.*, 1990). Sin embargo, mientras que la población nacional nidifica mayoritariamente entre los 500 y 1.100 m s. n. m. (Perea *et al.*, 1990); la extremeña lo hace a menores altitudes, puesto que más de tres cuartos de las parejas se han encontrado entre los 100 y 600 m s. n. m. No obstante, hay que tener en cuenta que debido a la orografía de la región extremeña, el rango de altitudes presentes es menor al de otras comunidades con presencia de la especie.

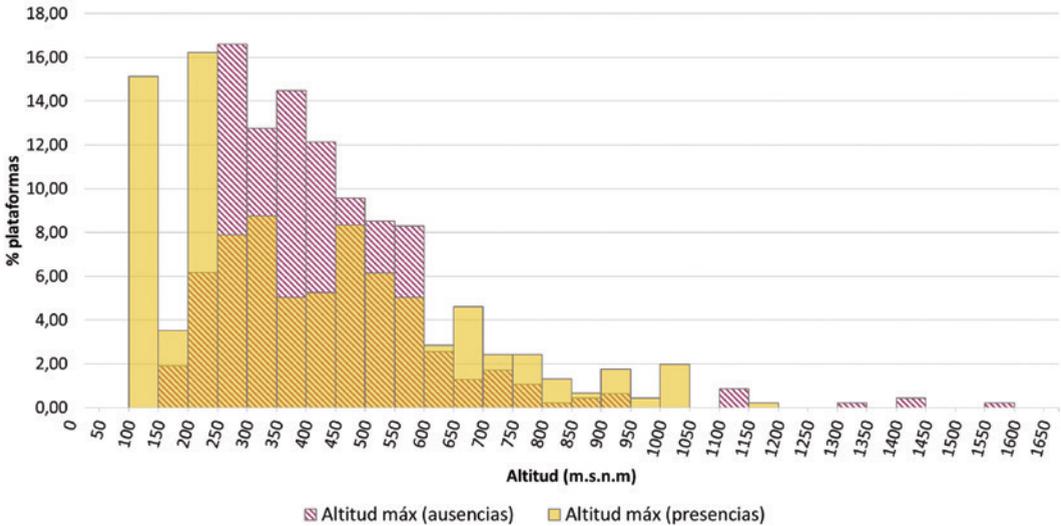


Figura 51. Porcentaje de plataformas de alimoche común (*Neophron percnopterus*) en función de la altitud a la que se encuentran. Se representa también el valor de la altitud en puntos de muestreo con ausencia de la misma.

• **Pendiente**

El promedio de las pendientes en las que se encuentra el alimoche en la región ha sido de $24,44 \pm 12,68^\circ$ (Tabla 34). Han existido diferencias significativas entre los valores obtenidos en los diferentes puntos de muestreo con ausencia de la especie, y los de aquellos puntos en los que se sitúan plataformas de nidificación del alimoche (Test t de Student, $t = -27,40$, $p < 0,01$), de tal modo que se puede constatar la selección activa que realiza la especie por las zonas más escarpadas (Figura 52).

El Sistema Central es el núcleo que ha presentado un promedio mayor de las pendientes, con un $33,35 \pm 15,59$, seguido por Villuerca y La Serena ($31,36 \pm 11,40^\circ$ y $30,12 \pm 11,81^\circ$, respectivamente; Tabla 34).

| | PROMEDIO | DESVIACIÓN ESTÁNDAR |
|-----------------------------------|--------------|---------------------|
| Sistema Central | 33,35 | 15,59 |
| Alagón | 21,24 | 12,58 |
| Riberos del Tajo y Almonte | 21,64 | 12,70 |
| Ibores-Jara | 29,19 | 12,16 |
| Tajo Internacional | 22,09 | 11,79 |
| Sierra de San Pedro | 18,30 | 9,42 |
| Villuercas | 31,36 | 11,40 |
| La Siberia | 27,27 | 11,39 |
| La Serena | 30,12 | 11,81 |
| Sierras Centrales | 29,52 | 11,15 |
| Territorios independientes | 25,27 | 17,46 |
| GLOBAL | 24,44 | 12,68 |

Tabla 34. Promedio y desviación estándar de las pendientes (°) en las que se distribuye el alimoche común (*Neophron percnopterus*) en Extremadura.

A pesar de que en Extremadura predominan las extensas penillanuras con pendientes poco acusadas, el alimoche selecciona zonas con mayores pendientes, coincidentes con las zonas de mayor irregularidad topográfica, ya que son zonas en las que existe mayor disponibilidad de lugares para establecer sus plataformas de nidificación (Ver apartados 5.3.1. *Selección de hábitat del alimoche común en Extremadura* y 6.3.3. *Selección del lugar de nidificación*).

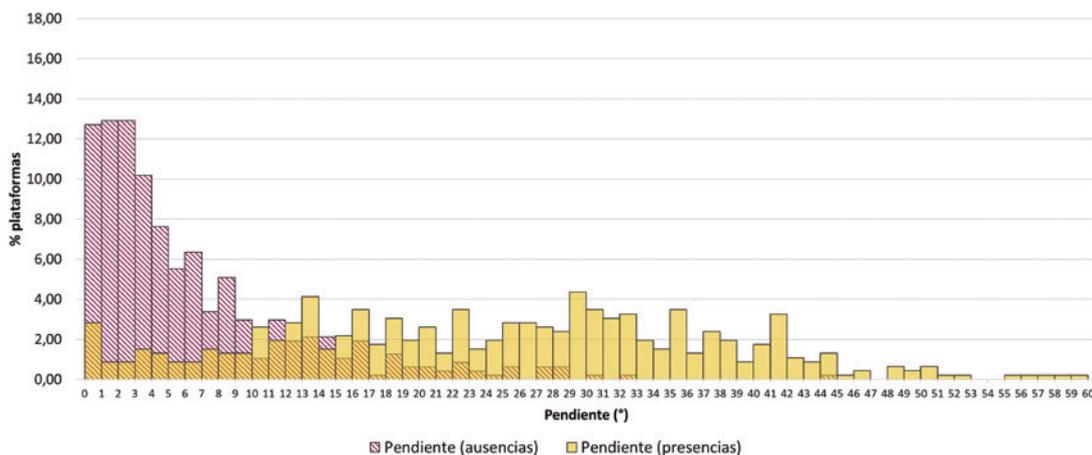


Figura 52. Porcentaje de plataformas de alimoche común (*Neophron percnopterus*) en función de la pendiente en la que se encuentran. Se representa también el valor de la pendiente en puntos de muestreo con ausencia de la misma.

6.3.5. Usurpaciones

· **Alimoche común como especie usurpada**

Del total de 377 territorios de alimoche que han sido identificados a lo largo de toda la serie temporal, 33 de ellos han sufrido usurpaciones por parte de otras especies en alguna de sus plataformas. Esto ha supuesto una tasa de usurpación/afección del 8,75 % para toda la población extremeña en el periodo de estudio.

La situación ha diferido a lo largo de los distintos núcleos en los que se agrupa la especie. Los núcleos que han sufrido una mayor usurpación han sido La Serena y Sierras Centrales (Figura 53). En ambos, el 15,38 % de las parejas históricas (2 parejas) han sido víctimas de este fenómeno. Porcentajes similares se han podido observar en Ibores-Jara (12,82 %, 5 parejas), La Siberia (12,50 %, 3 parejas) y Villuercas (10,34 %, 3 parejas). En el resto de núcleos, las usurpaciones han ocurrido en menor proporción (< 10 %): Tajo Internacional (8,86 %, 7 parejas), Alagón (6,82 %, 3 parejas), Riberos del Tajo y Almonte (6,06 %, 4 parejas), Sierra de San Pedro (4,35 %, 2 parejas), llegando finalmente al Sistema Central, donde no se ha visto afectada ninguna pareja (Figura 53). Dentro del conjunto de territorios considerados como independientes se han producido 2 usurpaciones.

Las especies causantes de la apropiación de nidos de alimoche han sido el buitre leonado (*Gyps fulvus*), el águila real (*Aquila chrysaetos*), el águila perdicera (*Aquila fasciata*), la cigüeña negra (*Ciconia nigra*) y el cuervo grande (*Corvus corax*). De las 33 parejas con territorios usurpados, el 78,79 % de ellas han sido víctimas de usurpación por parte del buitre leonado (26 parejas), el 6,06 % (2 parejas en todos los casos) por parte del águila real, perdicera y cigüeña negra, y el 3,03 % por el cuervo, con una única pareja afectada por esta especie (Figura 54).

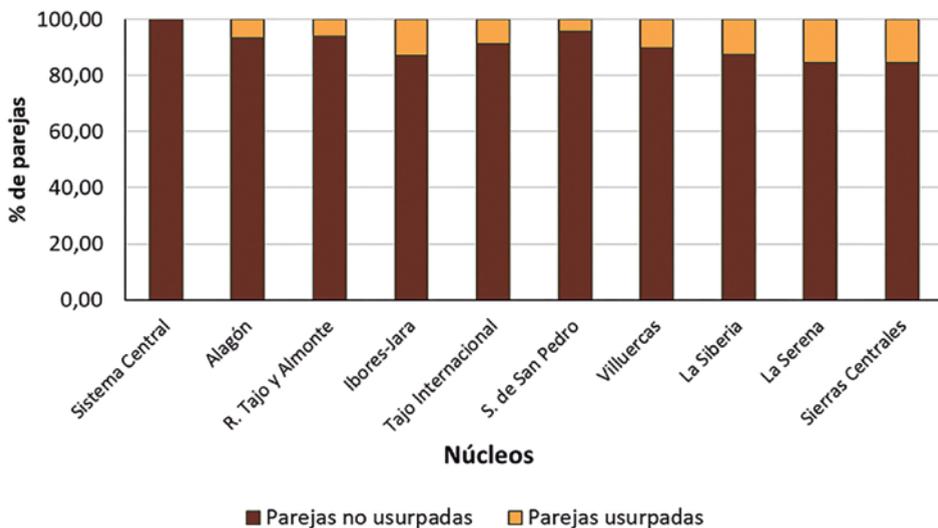


Figura 53. Porcentaje de parejas de alimoche común (*Neophron percnopterus*) usurpadas y no usurpadas a lo largo de todo el periodo de estudio en cada uno de los núcleos de población.

En la gran mayoría de los núcleos, el usurpador principal ha sido el buitre leonado, destacando el Alagón, Riberos del Tajo y Almonte, Ibores-Jara, Sierra de San Pedro y Villuercas, donde dicha especie ha supuesto el 100 % de las usurpaciones (Figura 55). En cambio, en La Serena, el usurpador único ha sido el águila perdicera (100 % de las usurpaciones) (Figura 55). El águila real se ha apropiado de territorios de alimoche en Ibores-Jara y Sierra Centrales (20 % y 50 % de las usurpaciones, respectivamente); mientras que la cigüeña negra lo ha hecho en el Tajo Internacional y La Siberia (14 % y 33 % de las usurpaciones, respectivamente) (Figura 55). La única usurpación registrada por parte del cuervo grande, ha sido en uno de los territorios independientes (Figura 55).

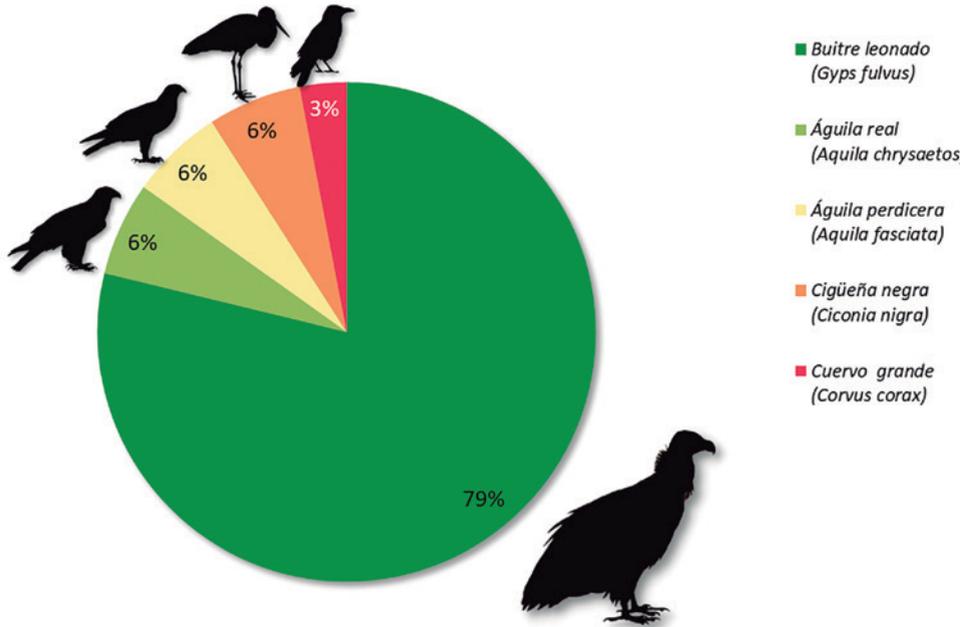


Figura 54. Porcentaje de parejas de alimoche común (*Neophron percnopterus*) usurpadas por las diferentes especies observadas.



| | BUITRE LEONADO (<i>G. fulvus</i>) | ÁGUILA REAL (<i>A. chrysaetos</i>) | ÁGUILA PERDICERA (<i>A. fasciata</i>) | CIGÜEÑA NEGRA (<i>C. nigra</i>) | CUERVO GRANDE (<i>C. corax</i>) |
|-----------------------------------|---|--|---|---|---|
| Sistema Central | | | | | |
| Alagón | 100 % (3) | | | | |
| Riberos del Tajo y Almonte | 100 % (4) | | | | |
| Ibores-Jara | 80 % (4) | 20 % (1) | | | |
| Tajo Internacional | 86 % (6) | | | 14 % (1) | |
| Sierra de San Pedro | 100 % (2) | | | | |
| Villuercas | 100 % (2) | | | | |
| La Siberia | 67 % (2) | | | 33 % (1) | |
| La Serena | | | 100 % (2) | | |
| Sierras Centrales | 50 % (1) | 50 % (1) | | | |
| Territorios independientes | 50 % (1) | | | | 50 % (1) |

Figura 55. Porcentaje de parejas de alimoche común (*Neophron percnopterus*) usurpadas por las diferentes especies observadas en los distintos núcleos de estudio. Entre paréntesis, número de parejas usurpadas.

En todo el periodo de estudio (2005-2019) cada una de las parejas que han sido víctimas de este fenómeno de competencia interespecifica, lo han podido ser, no solo en años aislados, sino también a lo largo de varias temporadas, y en una o varias de sus plataformas de nidificación, de tal forma que se han constatado un total de 50 eventos de usurpación en toda la serie temporal. El buitre leonado ha sido el protagonista en el 80 % de dichos eventos, mientras que el resto de especies lo han hecho en menor medida: cigüeña negra (8 % de los eventos), águila perdicera (6 % de los eventos), águila real (4 %) y cuervo grande (1 %).

La gran mayoría de los eventos de usurpación producidos, han consistido en la ocupación de plataformas que pertenecían tanto a parejas seguras de alimoche (20 eventos), como a territorios abandonados por los mismos (20 eventos)(Figura 56). Por otra parte, también se han producido eventos de usurpación en nidos de parejas probables y en nidos considerados pertenecientes a parejas que estaban ocupando su territorio (5 eventos en ambos casos) (Figura 56).

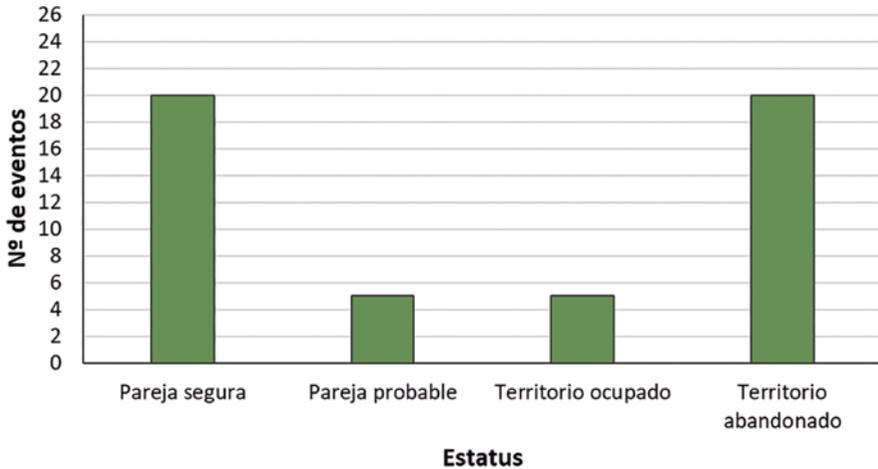


Figura 56. Número de eventos de usurpación en función del estatus que tenían las parejas de alimoche común (*Neophron percnopterus*).

En el caso del buitre leonado y la cigüeña negra, los eventos se han producido tanto en nidos de parejas seguras como en plataformas de aquellas que habían abandonado el territorio, siendo 15 eventos en el caso del buitre leonado y 5 en la cigüeña negra (Figura 57). El águila perdicera ha usurpado plataformas de parejas seguras (3 eventos), mientras que el cuervo lo ha hecho en una pareja que se consideraba que había abandonado previamente su territorio (Figura 57).

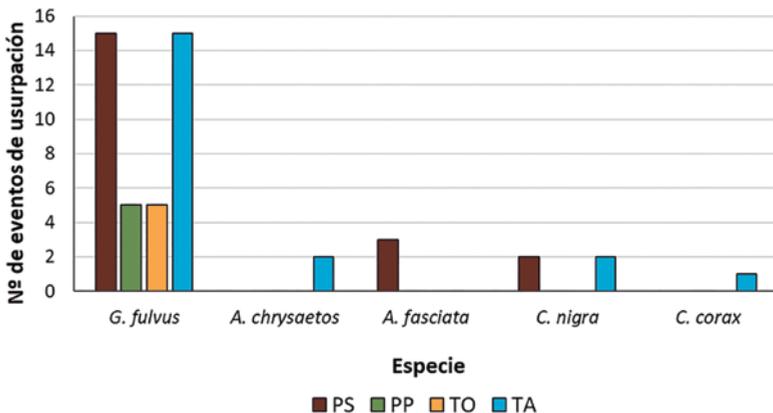


Figura 57. Número de eventos de usurpación producidos por cada una de las distintas especies en función del estatus de las parejas de alimoche común (*Neophron percnopterus*) previo a la ocupación (PS = Pareja Segura, PP= Pareja Probable, TO=Territorio Ocupado, TA = Territorio Abandonado).

El éxito reproductor de las parejas usurpadoras ha sido bajo, puesto que el buitre leonado solo ha conseguido sacar adelante un pollo en 5 eventos de usurpación, y la cigüeña negra dos pollos en 3 eventos (Figura 58). El resto de especies no han llegado a producir descendencia tras haberse apropiado de las plataformas de alimoche (Figura 58).

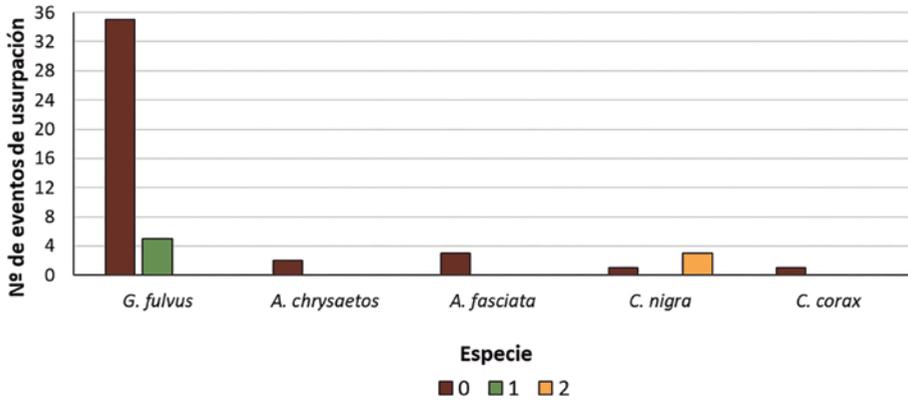


Figura 58. Número de eventos de usurpación cometidos por cada una de las distintas especies en función del éxito reproductivo que han tenido (0 = pollos, 1 = un pollo, 2= dos pollos).

Las especies que han usurpado nidos de alimoche son mayoritariamente rupícolas, como el buitre leonado, el águila perdicera y el águila real (Arroyo *et al.*, 1995; Arroyo, 2003; Salvador, 2016), y otras lo son en menor grado, como la cigüeña negra y el cuervo (Ferrero y Pizarro, 2003; Molina, 2003). La apropiación de nidos de alimoche por parte del buitre leonado ha sido descrita con anterioridad en otras zonas (Fernández y Donázar, 1991; Carlon, 1998), y que este buitre sea el principal usurpador en los hábitats rupícolas se debe principalmente a dos factores (Donázar, 1993): el gran tamaño que tiene en comparación con el resto de aves que habitan en roquedos, que desemboca en la subordinación de estas especies; y la reproducción temprana que tiene y que le lleva a ocupar los lugares de nidificación antes de que especies migradoras como el alimoche regresen a las zonas de cría. Con todo ello, la incidencia sobre los nidos de alimoche es menor de la que cabría esperar en este tipo de hábitat en el que existe gran competencia por las plataformas de nidificación, puesto que esta rapaz suele seleccionar pequeñas cuevas o cárcavas en los roquedos para situar los nidos, y que no permiten por tanto, ser utilizados por los buitres leonados (Donázar, 1993).

• **Alimoche común como especie usurpadora**

Las usurpaciones son un tipo de competencia interespecífica que puede ser recíproca, de tal manera, que el alimoche también ha ocupado territorios de otras especies. En este caso, ha ocupado hasta un total de 12 territorios. El 41,67 % de los territorios usurpados pertenecían a la cigüeña negra (5 territorios, 3 de ellos en La Siberia y 2 en La Serena), el 33,33 % eran de águila perdicera (4 territorios, en los núcleos de Ibores-Jara, La Siberia, Sierras Centrales y en el Alagón), el 16,67 % de águila real (2 territorios, en Riberos del Tajo y Almonte), y finalmente, el búho real ha sido el menos afectado por el alimoche, con tan solo un 8,33 % de territorios ocupados (1 territorio, en Sierra de San Pedro)(Figura 59).

Se han producido un total de 21 eventos de usurpación, principalmente en territorios de cigüeña negra y águila perdicera (9 eventos de usurpación, respectivamente), y en menor medida, en los de águila real (2 eventos) y búho real (1 evento). El alimoche ha ocupado mayoritariamente territorios de parejas que se encontraban como seguras, independientemente de la especie; y a pesar de que en la gran mayoría de ellos se ha establecido como pareja segura, ha producido descendencia en la mitad de ellos.

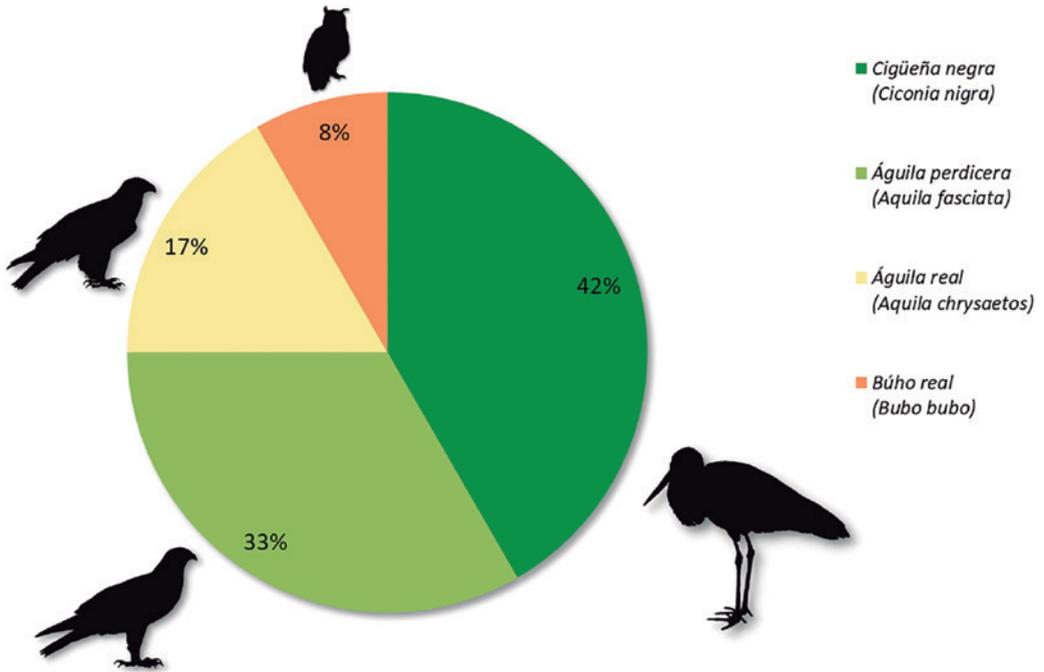


Figura 59. Porcentaje de parejas de otras especies cuyos territorios han sido usurpados por el alimoche común (*Neophron percnopterus*).

7. ESCENARIOS FUTUROS Y CAMBIO CLIMÁTICO

7.1. INTRODUCCIÓN

La influencia humana ha producido un calentamiento generalizado de la Tierra, causando cambios en el clima, y es una de las principales amenazas para la biodiversidad, puesto que está provocando efectos perjudiciales más rápido de lo previsto (Bellard *et al.*, 2012, Xu *et al.*, 2018). De hecho, a causa de ello, los científicos esperan impactos acumulativos negativos en la naturaleza (Ceballos *et al.*, 2017, Spooner *et al.*, 2018). La capacidad de la vida silvestre para reaccionar ante el cambio climático dependerá del nivel y tipo de perturbación que experimenten los organismos, y también de su capacidad intrínseca para responder a ellos (Parmesan, 2006; Johnston *et al.*, 2019).

El sexto informe del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC, 2021a), proporciona una mejor comprensión de la influencia humana en el clima gracias a nuevas simulaciones de modelos climáticos, análisis y métodos que combinan varias líneas de evidencia científica. Al igual que los informes previos, se presentan una serie de escenarios —cinco en total—, que representan un rango de evolución futura de impulsores antropogénicos del cambio climático. Cada uno de estos escenarios se denomina SSPx-y, donde SSPx se refiere a la trayectoria socioeconómica compartida (*Shared Social-economic Pathway*), e y se refiere al nivel aproximado de fuerza radiativa (W/m^2) en el año 2100. Los niveles de emisión de distintos gases varían entre los escenarios según los supuestos socioeconómicos, los niveles de mitigación del cambio climático y los controles sobre la contaminación del aire debida a los aerosoles y precursores de ozono distintos del metano.

Los escenarios, que comienzan en el año 2015, serían los siguientes: SSP1-1.9 y SSP1-2.6, donde las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) y de CO_2 serían muy bajas, reduciéndose a cero cerca de 2050, seguidas posteriormente de emisiones netas negativas de CO_2 ; SSP2-4.5, con emisiones de GEI intermedias y de CO_2 que se mantienen en torno a los niveles actuales hasta mediados de siglo; y SSP3-7.0 y SSP5-8.5, con altas emisiones de GEI, y emisiones de CO_2 que se duplican con respecto a los niveles actuales para 2100 y 2050, respectivamente (IPCC, 2021a). Comparando con los registros de 1850-1900, es muy probable que la temperatura global promedio en 2081-2100 aumente entre 1,0 y 1,8 °C en escenarios de bajas emisiones de GEI (SSP1-1.9); entre 2,1 °C y 3,5 °C en escenarios de emisiones de GEI intermedias (SSP2-4.5); y entre 3,3 °C y 5,7 °C bajo el escenario de altas emisiones de GEI (SSP5-8.5) (IPCC, 2021a; Figura 60).

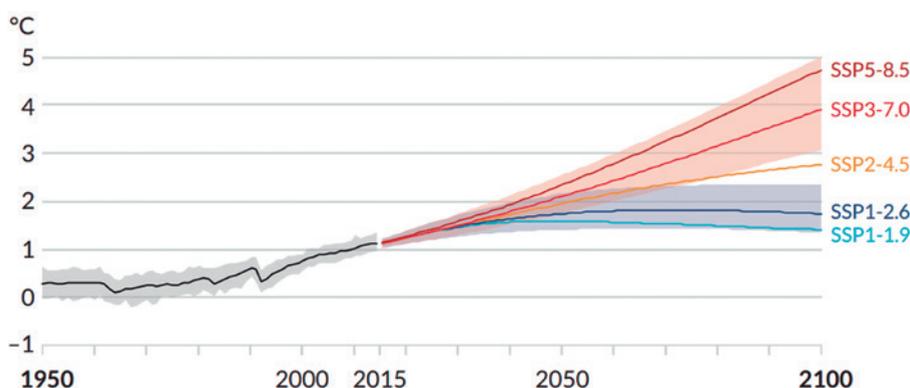


Figura 60. Cambio en la temperatura global de la superficie en relación a 1850-1900. Fuente: IPCC (2021a).

El cambio climático supone una gran amenaza, especialmente para España, que por su pertenencia al Mediterráneo se encuentra en una de las zonas más vulnerables ante tal fenómeno (IPCC, 2021b). Por ello las estrategias de adaptación son necesarias para evitar o reducir los impactos potenciales y para favorecer la recuperación tras los daños producidos. Con este fin, en 2006 el Ministerio de Medio Ambiente publicó el primer Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático 2006-2020 (PNACC) (MIMAM,

2006), actualizado recientemente por el PNACC 2021-2030 (MITECO, 2020). Desde 2006, el PNACC ha constituido el marco de referencia para las administraciones públicas en la generación de conocimiento y construcción de respuestas adaptativas frente al cambio climático en España, con el objetivo principal de evitar o reducir los daños presentes y futuros derivados del cambio climático y construir una economía y sociedad más resilientes. Para ello, el PNACC define una serie de objetivos, criterios, ámbitos de trabajo y líneas de acción. En el último PNACC (MITECO, 2020), las distintas líneas de acción se encuadran en hasta 18 ámbitos de trabajo. En el ámbito del patrimonio natural, biodiversidad y áreas protegidas, se encontrarían un total de cinco líneas de acción, siendo una de las más interesantes en este contexto la *Línea de Acción 4.1: Incorporación del factor cambio climático en las estrategias nacionales de conservación y en los planes de conservación y recuperación de especies amenazadas*. Tal línea incide en la actualización de las estrategias y planes de especies catalogadas teniendo en cuenta el actual contexto de cambio climático, para reducir su impacto sobre ellas y aumentar su resiliencia. De igual forma, considera importante la actualización de los modelos de distribución de las especies y sus hábitats clave en base a los modelos climáticos más recientes aportados por el IPCC, para poder gestionar la biodiversidad de forma más integral y sostenida en el tiempo.

La predicción de los impactos sobre la biodiversidad —que no solo se ve afectada por la incidencia directa que las actividades antrópicas tienen sobre ella, sino también por los efectos del cambio climático—, supone un importante reto al que se enfrenta la comunidad científica. Asociados al calentamiento del planeta, las especies están viendo modificados ciertos aspectos de su biología: cambios ecológicos (Van de Pol *et al.*, 2010; Abdul-Aziz *et al.*, 2011; McLean *et al.*, 2021), comportamentales (Hussell, 2003; Ventura *et al.*, 2021), fisiológicos (Sheridan y Bickford, 2011; Lane *et al.*, 2012; Blechschmidt *et al.*, 2020) y genéticos (Canestrelli *et al.*, 2017) se han observado en los últimos años en distintas especies. Sin embargo, a pesar de las adaptaciones que pueden llegar a desarrollar, cerca del 13 % de las especies que se encuentran amenazadas, lo están por fenómenos derivados del cambio climático y episodios climatológicos extremos (UICN, 2021). En el caso de las aves, un 42 % de las especies amenazadas por esta causa, se encuentran en un estado de amenaza elevado (CR, EN y VU)(Figura 61).

Por lo tanto, debido a este impacto del cambio climático sobre las distintas especies —sobre todo, aquellas que presentan algún grado de amenaza—, es de vital importancia tratar de modelar sus distribuciones futuras con base a los distintos escenarios climáticos, con el objetivo de aumentar los esfuerzos de conservación en caso de que tales distribuciones se vean disminuidas. En el caso de la especie que nos atañe, el alimoche, y conforme a la Línea de Acción 4.1 del PNACC, anteriormente citada, es necesaria una revisión y actualización de las distribuciones desarrolladas con anterioridad (Araújo *et al.*, 2011) en base a los nuevos escenarios climáticos marcados por el IPCC en el sexto informe (IPCC, 2021a), que puedan indicar algún cambio de la tendencia de la especie en nuestra región.

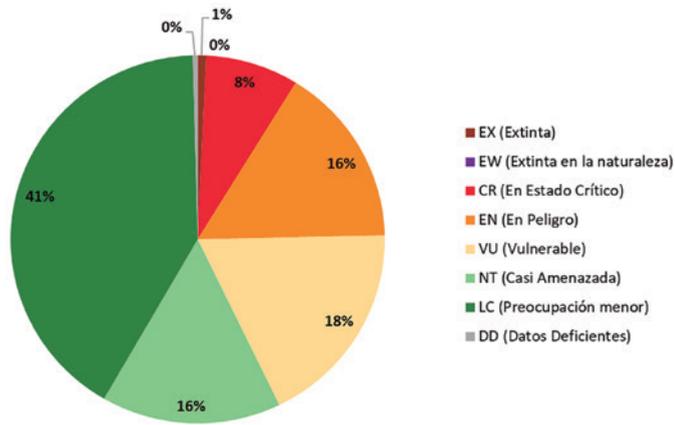


Figura 61. Porcentaje de especies de aves amenazadas a nivel mundial por el cambio climático según la categoría de amenaza de la UICN en la que se encuentran. Fuente: UICN (2021).

7.2. METODOLOGÍA

Para determinar el efecto del cambio climático sobre el alimoche en Extremadura, se ha utilizado la metodología propuesta por Real *et al.* (2010) para el cálculo de la favorabilidad climática por unidades espaciales. Para ello, se ha cuantificado la variación entre un escenario presente –creado mediante la utilización de datos históricos de una serie climática de los últimos años–, y hasta 16 escenarios proyectados a futuro –establecidos por distintos escenarios temporales, de circulación atmosférica o de emisiones– (Figura 62).

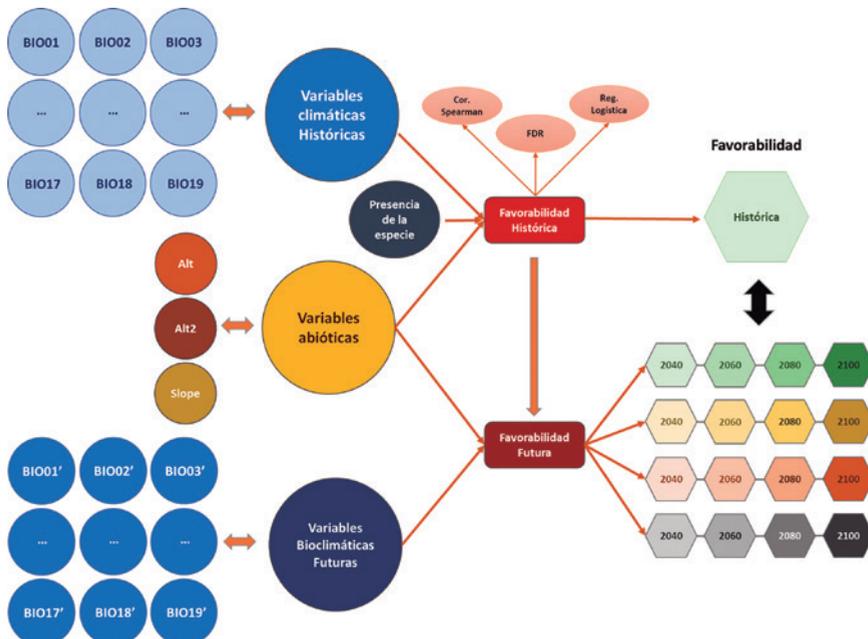


Figura 62. Diagrama para el cálculo de la variación de favorabilidad en los distintos escenarios de cambio climático.

- **Presencia de la especie**

La presencia actual de la especie en Extremadura se ha establecido mediante cuadrículas UTM de 10 kilómetros de lado, obteniendo un total de 107 cuadrículas con presencias, de un total de 516, es decir, el 20,7 % del territorio extremeño (Ver metodología 1.2.4. *Modelo de distribución espacial del alimoche común en Extremadura*). Esta escala de trabajo es ampliamente utilizada para los estudios de distribución de fauna y su modelización (Araújo *et al.*, 2011; MITECO, 2012), siendo también adecuada para la escala de la información ambiental.

- **Variables ambientales abióticas**

Como principales variables abióticas se han utilizado variables topográficas, obtenidas a partir del modelo digital del terreno, procedente de la primera cobertura con paso de malla de 25 metros del Instituto Geográfico Nacional (MDT25). A partir de este modelo, se han extraído los valores de distintas variables por cuadrículas UTM (ver Anexo 1), todas ellas utilizadas con anterioridad en modelos de distribución de especies mediante favorabilidad (Márquez *et al.*, 2011; Chamorro *et al.*, 2020).

- **Variables climáticas históricas**

Para el presente estudio se han elegido los datos del proyecto WorldClim (Fick y Hijmans, 2017), en su versión 2.1 (WorldClim2), que proporciona cartografía a escala global en formato espacial (Geotiff) de datos climáticos obtenidos a partir de la serie de años comprendidos entre 1970 y 2000, con un paso de malla de 30 segundos de arco en el ecuador (aproximadamente 1 km²). WorldClim2 dispone de datos mensuales de temperaturas mínimas, medias y máximas, precipitación, radiación solar, velocidad del viento y presión de vapor de agua, así como 19 variables bioclimáticas derivadas de las anteriores (Hijmans *et al.*, 2005).

Se han seleccionado todas las variables bioclimáticas disponibles en WorldClim2 (ver Anexo 2) que han sido utilizadas previamente en estudios de distribución de especies (Cauli *et al.*, 2021; McCabe *et al.*, 2021), y que están relacionadas con factores climatológicos que influyen en la presencia o reproducción de la especie de interés (Donázar y Ceballos, 1988; Zuberogoitia *et al.*, 2014; Jha y Jha, 2020; Panthi *et al.*, 2021).

- **Variables climáticas futuras en escenarios de cambio climático**

Para las variables climáticas en escenarios futuros de cambio climático, se han utilizado los datos más actuales que presenta WorldClim, correspondientes al proyecto de inter-comparación de modelos de clima acoplados (*Coupled Model Intercomparison Project Phase 6*, CMIP6) (Eyring *et al.*, 2016), cuya escala de trabajo es de 2,5 minutos de arco (aproximadamente 5 km). Estos modelos, en comparación con sus antecesores (CMIP5), tienen una mayor sensibilidad, e incluyen nuevas y mejores representaciones de procesos químicos y biológicos. Por ello, pese a la existencia de los CMIP5, que presentan una mayor

resolución espacial (30" – 1 km), se ha optado por la utilización de los CMIP6, que son los que se han evaluado en el sexto informe del IPCC al ser más acordes con la realidad actual, siendo su uso preferible (IPCC, 2021a).

En el CMIP6, se establecen hasta cuatro de los cinco escenarios de emisión desarrollados por el IPCC en su sexto informe (IPCC, 2021a): SSP1-2.6, SSP2-4.5, SSP3-7.0 y SSP5-8.5 (para más información sobre los distintos escenarios, ver apartado 11. *Escenarios futuros y cambio climático*). Para todos ellos, se han utilizado los modelos climáticos de circulación atmosférica global (*Global Climate Models, GCM*) disponibles en la base de datos de *WorldClim* (Figura 63), basados en leyes físicas de la atmosfera y en la parametrización de procesos, tales como movimientos de las masas de aire, formación de la nubosidad y efectos del océano entre otros factores. Para mantener la homogeneidad de los datos, se ha desestimado la utilización de los datos del GCM GFDL-ESM4 provenientes del *Geophysical Fluid Dynamics Laboratory*, que no están disponibles para los escenarios SSP2-4.5 y SSP5-8.5. Al igual que los datos climáticos históricos, los datos en los diferentes escenarios de cambio climático han sido calibrados y regionalizados mediante *WorldClim2*. Estos datos presentan hasta cuatro escenarios temporales cada 20 años: 2021-2040, 2040-2060, 2061-2080, 2081-2100.

Con todo ello, teniendo en cuenta los 8 GCM, cada uno de ellos con 4 escenarios de emisiones y 4 escenarios temporales, se han obtenido para cada una de las 19 variables bioclimáticas un total de 128 capas ráster de los distintos escenarios de cambio climático proyectados (Figura 63).

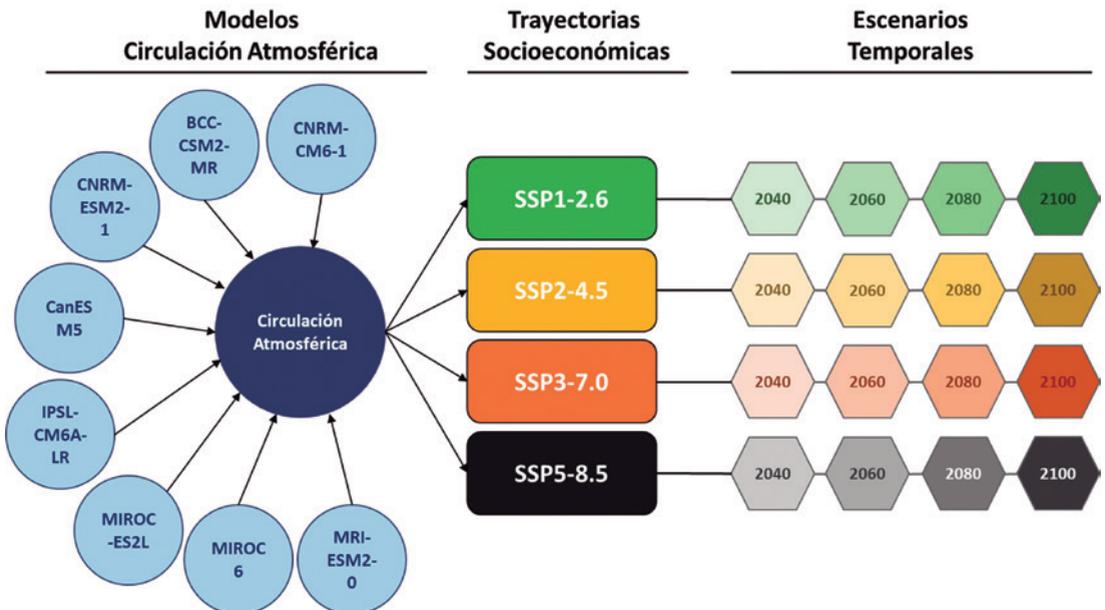


Figura 63. Escenarios de cambio climático establecidos en la base de datos WorldClim2 acordes a los escenarios planteados en el IPCC en su sexto informe.

· Cálculo de favorabilidad histórica y futura

Se han calculado, tanto para las variables abióticas como para las climáticas históricas y futuras, los datos medios por cuadrículas UTM de 10 km de lado mediante las herramientas de estadística zonal del software ArcGIS 10.1. Para recoger toda la variabilidad atmosférica, cada uno de los escenarios temporales y de emisiones (SSP) pertenecientes a los respectivos GCM, se han agrupado en un solo valor, obteniéndose a través del cálculo de la media aritmética y mediante la utilización del mismo software, un total de 16 escenarios de cambio climático que recogen las distintas fechas y trayectorias futuras posibles.

Todos los cálculos y tratamientos estadísticos de estos datos para el cálculo de la favorabilidad se han realizado mediante el software R versión 4.2.0, con los paquetes mencionados anteriormente.

En el cálculo de la favorabilidad climática se han considerado las presencias/ausencias de la especie como variable independiente, y los datos derivados de las variables abióticas y climáticas históricas, como variables independientes. Estos resultados se han proyectado en cuadrículas UTM de 10 km de lado para cada uno de los 16 escenarios de cambio climático definidos anteriormente, para conocer la variación de la favorabilidad climática de la especie. Para ello, con los datos climáticos históricos se ha realizado un análisis para crear un subconjunto de variables predictivas significativas mediante un análisis de regresión logística binaria de la presencia/ausencia de la especie respecto a cada una de las 22 variables disponibles, obteniendo la significancia (α) individual de cada variable dentro del modelo (Muñoz y Real, 2006). Posteriormente, para evitar la multicolinealidad entre estas variables, se ha aplicado un coeficiente de correlación de Spearman entre ellas. Para cada pareja de variables con valor de correlación superior a 0,8, se ha seleccionado la variable con mayor nivel de significancia individual (α) (Chamorro et al., 2020).

Los valores de la probabilidad y favorabilidad de presencia de la especie en cada una de las cuadrículas se han obtenido siguiendo la misma metodología explicada en el apartado para el estudio del modelo de distribución (Ver metodología 1.2.4. *Modelo de distribución espacial del alimoche común en Extremadura*).

Para realizar la proyección de los datos a los distintos escenarios de cambio climático, se ha utilizado la ecuación resultante de la regresión logística por pasos hacia delante, sustituyendo los valores de las variables climáticas históricas por las futuras.

$$Y' = \alpha + \beta_1 X_{f1} + \beta_2 Z_{f2} + \dots + \beta_n Z_{fn}$$

La favorabilidad futura se ha calculado posteriormente mediante la siguiente fórmula:

$$F' = 1 - \frac{1}{1 + \exp^{(y' - \ln(\frac{n1}{n0}))}}$$

También es importante conocer cuál es el peso en el modelo para los factores topográficos respecto a los climáticos (Hothorn et al., 2011). Por ello, se ha realizado una partición de la

variación para conocer el peso en el modelo entre estos dos grupos de factores de forma individualizada y su combinación (Real et al., 2010).

Finalmente, se ha calculado para cada periodo y sus distintos escenarios de emisiones (SSP), el porcentaje de cuadrículas pertenecientes a las diferentes categorías de favorabilidad, tanto para dos clases ($< 0,5$ y $> 0,5$), como para tres (baja favorabilidad $< 0,2$, favorabilidad media $0,2-0,8$ y alta favorabilidad $> 0,8$). Siguiendo la metodología de Real et al. (2010), se han realizado una serie de operaciones de lógica difusa para cada periodo y sus distintos SSP, que ayudan a predecir el impacto del cambio climático en la favorabilidad de la especie: el índice de incremento (I), la superposición (O), el mantenimiento (M) y el cambio estimado (S). Valores positivos de I indican un incremento de las áreas favorables, mientras que los negativos, la pérdida neta de estas. Valores altos de O, cercanos a 1, indican que las distribuciones de los valores de favorabilidad futura serán similares a los actuales. M indica el grado en el cuál, valores actuales de favorabilidad persistirán en el futuro, mostrando el valor 1 el mantenimiento completo de las áreas presentes en el futuro. S indica cambios en la favorabilidad, de tal forma que mide la proporción de la favorabilidad presente que se predice que se perderá en el futuro, pero que puede ser compensado con la ganancia de favorabilidad en otras zonas. Los valores de O, M y S varían de 0 a 1. Las fórmulas de las citadas operaciones de lógica difusa se pueden consultar en Real et al. (2010) y Chamorro et al. (2020).

7.3. RESULTADOS

Mediante la técnica FDR se han descartado 15 de las 22 variables, reduciéndose a 5 mediante el análisis de multicolinealidad (Anexo 2). Se ha configurado finalmente un modelo en cinco pasos con cinco variables explicativas resultantes, tres de ellas con componente positiva (la pendiente media *Slope*, la t^a mínima del mes más frío *BIO6* y la estacionalidad de las precipitaciones *BIO15*) y dos con componente negativa (Isotermalidad *BIO3* y la precipitación del mes más húmedo *BIO13*), todas estadísticamente significativas (Tabla 35). Además, la prueba de Hosmer y Lemeshow ($HyL = 10,263$) no ha mostrado diferencias significativas en el modelo entre lo observado y lo esperado ($p = 0,247$).

| | VARIABLES | β | E.T. | WALD | SIG. | EXP(B) |
|---|-----------|---------|-------|--------|-------|-----------|
| 1 | BIO03 (-) | -0,789 | 0,120 | 43,339 | 0,000 | 0,454 |
| 2 | BIO06 (+) | 0,941 | 0,167 | 31,830 | 0,000 | 2,562 |
| 3 | BIO13 (-) | -0,097 | 0,016 | 37,052 | 0,000 | 0,907 |
| 4 | Slope (+) | 0,238 | 0,043 | 30,760 | 0,000 | 1,269 |
| 5 | BIO15 (+) | 0,233 | 0,063 | 13,693 | 0,000 | 1,262 |
| | Constante | 20,601 | 3,860 | 28,489 | 0,000 | 884600000 |

Tabla 35. Variables en el último paso de la regresión logística (Paso 5), ordenadas por su inclusión en el modelo. β : coeficientes del parámetro de la ecuación, E.T: error típico, Wald: importancia en el modelo, Sig.: significación estadística, Exp(B): estimación de los Odd Ratio.

Considerando la favorabilidad climática para el alimoche en dos y tres clases por cuadrícula UTM 10x10 (Figura 64), en la primera clasificación se han obtenido 184 (35,7 %) cuadrículas UTM con favorabilidad mayor de 0,5 (Figura 64.A); mientras que, en la segunda, se han establecido 71 cuadrículas (13,8 %) de favorabilidad alta (> 0,8), 203 cuadrículas (39,3 %) de favorabilidad baja (< 0,2) y 242 cuadrículas (46,9 %) de favorabilidad intermedia (0,2-0,8) (Figura 64.B).

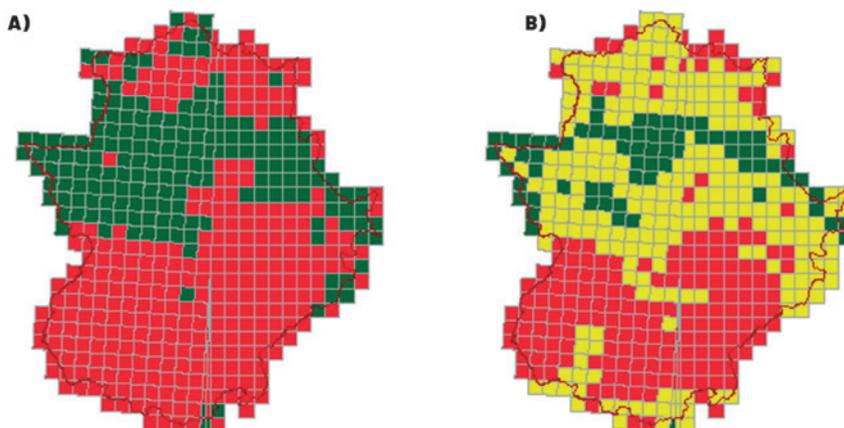


Figura 64. Favorabilidad climática histórica para el alimoche común (*Neophron percnopterus*). A) Clasificación de dos clases: valores de favorabilidad > 0,5 (verde) y < 0,5 (rojo), B) Clasificación de tres clases: baja favorabilidad < 0,2 (rojo), favorabilidad intermedia 0,2-0,8 (amarillo) y alta favorabilidad > 0,8 (verde).

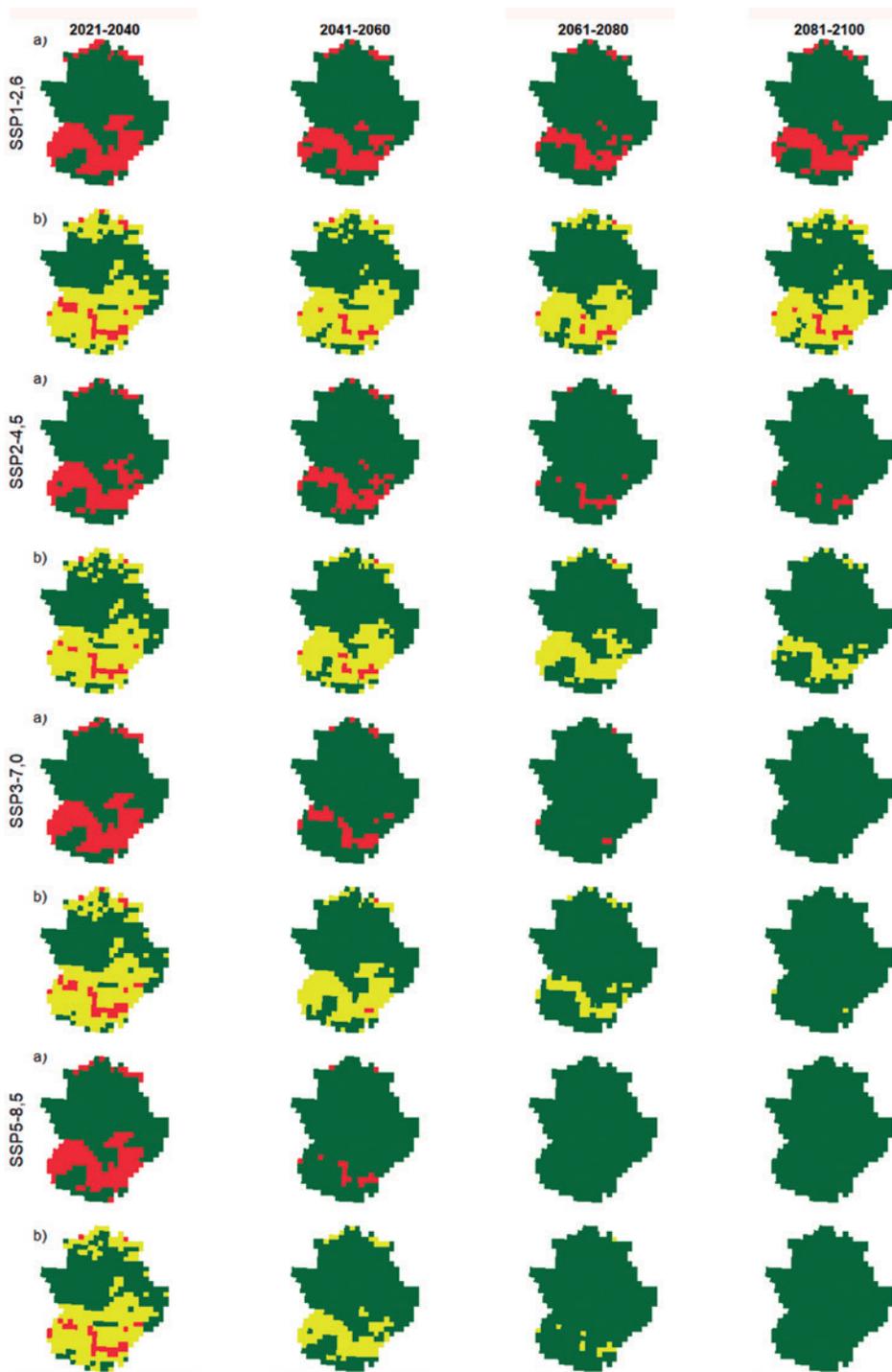


Figura 65. Variación de la favorabilidad total en Extremadura por escenarios temporales y de emisión (SSP). a) dos clases: valores de favorabilidad $> 0,5$ (verde) y $< 0,5$ (rojo), b) tres clases: baja favorabilidad $< 0,2$ (rojo), favorabilidad intermedia $0,2-0,8$ (amarillo) y alta favorabilidad $> 0,8$ (verde).

Tanto en la clasificación de dos categorías de favorabilidad como en la de tres, se ha observado un aumento importante del porcentaje de cuadrículas de alta favorabilidad en los escenarios futuros respecto a los resultados históricos (Tabla 36 y 37, Figura 65). Este aumento ha sido muy acusado entre los resultados de la favorabilidad climática histórica y los del primer escenario temporal, probablemente debido al mayor rango de tiempo existente entre los datos presentes (1970-2000) y futuros (2021-2040). Para los distintos escenarios temporales y de emisión, ya fuera en la clasificación de dos categorías o en la de tres, se ha podido ver cómo la superficie de zonas con mayor favorabilidad ha aumentado a medida que los escenarios de emisiones son más catastróficos y lejanos. Tal es así, que en la clasificación de tres categorías, en el escenario de mayores emisiones y en el futuro más alejado (SSP5-8,5 2081-2100), el 100 % de la superficie de Extremadura ha presentado una favorabilidad climática alta para la especie (> 0,8)(Tabla 37).

| | HISTÓRICO | | 2021-2040 | | 2041-2060 | | 2061-2080 | | 2081-2100 | |
|----------|-----------|------|-----------|------|-----------|------|-----------|-------|-----------|-------|
| | a | b | a | b | a | b | a | b | a | b |
| SSP1-2,6 | 64,3 | 35,7 | 29,3 | 70,7 | 20,2 | 79,8 | 14,1 | 85,9 | 19,0 | 81,0 |
| SSP2-4,5 | | | 24,4 | 75,6 | 15,3 | 84,7 | 4,1 | 95,9 | 2,1 | 97,9 |
| SSP3-7,0 | | | 28,7 | 71,3 | 9,1 | 90,9 | 0,8 | 99,2 | 0,0 | 100,0 |
| SSP5-8,5 | | | 27,5 | 72,5 | 3,5 | 96,5 | 0,0 | 100,0 | 0,0 | 100,0 |

Tabla 36. Porcentaje de cuadrículas en las distintas categorías de favorabilidad climática para cada escenario temporal y de emisión (SSP). (a: favorabilidad < 0,5; b: favorabilidad > 0,5).

| | HISTÓRICO | | | 2021-2040 | | | 2041-2060 | | | 2061-2080 | | | 2081-2100 | | |
|----------|-----------|------|------|-----------|------|------|-----------|------|------|-----------|------|------|-----------|------|-------|
| | a | b | c | a | b | c | a | b | c | a | B | c | a | b | c |
| SSP1-2,6 | 39,3 | 46,9 | 13,8 | 7,2 | 47,1 | 45,7 | 3,3 | 43,0 | 53,7 | 2,1 | 35,7 | 62,2 | 3,1 | 40,7 | 56,2 |
| SSP2-4,5 | | | | 4,5 | 44,2 | 51,4 | 2,7 | 34,7 | 62,6 | 0,2 | 23,6 | 76,2 | 0,0 | 14,1 | 85,9 |
| SSP3-7,0 | | | | 7,4 | 46,3 | 46,3 | 0,6 | 30,0 | 69,4 | 0,0 | 11,0 | 89,0 | 0,0 | 0,4 | 99,6 |
| SSP5-8,5 | | | | 6,2 | 45,5 | 48,3 | 0,0 | 21,1 | 78,9 | 0,0 | 2,3 | 97,7 | 0,0 | 0,0 | 100,0 |

Tabla 37. Porcentaje de cuadrículas en las distintas categorías de favorabilidad climática para cada escenario temporal y de emisión (SSP). (a: baja favorabilidad < 0,2; b: favorabilidad media 0,2-0,8; c: alta favorabilidad > 0,8).

Los resultados de la partición de la variación del modelo de favorabilidad climática histórica han mostrado que el 22 % de la variación se ha explicado por factores topográficos, mientras que el 92 % por factores climáticos (Figura 66).

Atendiendo al aumento relativo entre los distintos periodos de las zonas muy favorables

(> 0,8), se ha podido observar una disminución en la tasa de aumento de la favorabilidad a lo largo del tiempo, a excepción del último periodo del escenario SSP1-2,6 donde la favorabilidad ha disminuido ligeramente respecto al periodo anterior (Tabla 38).

Los índices de variación de la favorabilidad (Tabla 39) han mostrado un incremento de las áreas climáticas favorables para la especie (I) —exceptuando el periodo SSP1-2,6—, de tal forma que la favorabilidad es mayor a medida que peor es el escenario socioeconómico de emisiones y su proyección en el tiempo. Con los valores de solapamiento (0) se ha observado lo contrario, puesto que, cuanto mayor han sido los escenarios de emisión y proyección futura, menores han sido sus valores, indicando que, aunque se comparta un alto porcentaje de cuadrículas favorables entre los escenarios presentes y futuros, esta variación espacial ha aumentado, produciéndose en el futuro un traslado de las zonas de mayor favorabilidad. De esta manera, las zonas favorables actuales no se mantendrán en la gran mayoría de escenarios proyectados (M), y las zonas de favorabilidad intermedia serán sustituidas por zonas de mayor favorabilidad en el escenario más lejano y catastrófico (S).

| FACTORES TOPOGRÁFICOS | FACTORES CLIMÁTICOS |
|-----------------------|---------------------|
| Slope (+) | BIO03 (-) |
| | BIO06 (+) |
| | BIO13 (-) |
| | BIO15 (+) |

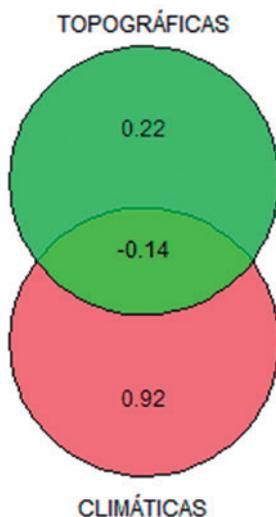


Figura 66. Clasificación de variables por factores (superior) y resultados de la partición de la variación (inferior) de los resultados de favorabilidad climática histórica para la especie.

| SSP/PERIODOS | 2021-2040 | 2041-2060 | 2061-2080 | 2081-2100 |
|--------------|--------------|-------------|-------------|-------------|
| SSP1-2,6 | +232% | +17% | +16% | -10% |
| SSP2-4,5 | +273% | +22% | +22% | +13% |
| SSP3-7,0 | +237% | +50% | +28% | +12% |
| SSP5-8,5 | +251% | +63% | +24% | +2% |

Tabla 38. Resultados de la variación porcentual entre periodos temporales del número de cuadrículas de alta favorabilidad (>0,8) en Extremadura.

| SSP/PERIODOS | 2021-2040 | 2041-2060 | 2061-2080 | 2081-2100 | |
|-----------------|-----------|-----------|-----------|-----------|--------|
| SSP1-2,6 | I | 0,769 | 0,102 | 0,053 | -0,035 |
| | O | 0,562 | 0,908 | 0,949 | 0,965 |
| | M | 0,997 | 1,000 | 1,000 | 0,965 |
| | S | 0,003 | 0,000 | 0,000 | 0,000 |
| SSP2-4,5 | I | 0,532 | 0,913 | 0,897 | 0,957 |
| | O | 0,999 | 1,000 | 1,000 | 1,000 |
| | M | 0,001 | 0,000 | 0,000 | 0,000 |
| | S | 0,775 | 0,222 | 0,120 | 0,059 |
| SSP3-7,0 | I | 0,561 | 0,818 | 0,893 | 0,944 |
| | O | 0,997 | 1,000 | 1,000 | 1,000 |
| | M | 0,003 | 0,000 | 0,000 | 0,000 |
| | S | 0,815 | 0,278 | 0,097 | 0,025 |
| SSP4-8,5 | I | 0,550 | 0,783 | 0,911 | 0,975 |
| | O | 0,998 | 1,000 | 1,000 | 1,000 |
| | M | 0,002 | 0,000 | 0,000 | 0,000 |
| | S | 0,532 | 0,913 | 0,897 | 0,957 |

Tabla 39. Resultados de los índices de variación de la favorabilidad climática histórica frente a la favorabilidad de los diferentes escenarios de cambio climático. Índice de incremento (I), superposición (O), mantenimiento (M) y cambio estimado (S).

La favorabilidad climática actual del alimoche en Extremadura ha presentado una marcada heterogeneidad, siendo las zonas altamente favorables muy escasas, encontrándose principalmente en las comarcas de Villuercas-Ibores-Jara, Monfragüe y su entorno y

Sierra de San Pedro-Los Baldíos. Por el contrario, las zonas de baja favorabilidad cubren prácticamente la totalidad de la provincia de Badajoz y algunas zonas del norte de la comunidad.

El alimoche se encuentra en lugares de climatología variada, desde zonas cálidas en ambientes mediterráneos, hasta zonas de montaña en las que predominan las bajas temperaturas, pero buscando siempre lugares de nidificación adecuados en zonas rupícolas (Cramp y Simmons, 1980). Esto es coincidente con la selección por parte del modelo de las variables que condicionan la favorabilidad climática de la especie en Extremadura. Por una parte, la selección de la pendiente vuelve a ser representativa de las zonas de nidificación de la rapaz, localizadas principalmente en sierras donde existe disponibilidad para situar sus nidos (Ver apartados 1.3.4. *Modelo de distribución espacial del alimoche común en Extremadura*, 5.3.1. *Selección de hábitat del alimoche común en Extremadura* y 6.3.3. *Selección del lugar de nidificación*). La climatología en estas zonas viene definida por la variación tanto en temperatura como en precipitaciones (selección negativa de la isoterma y selección positiva de la estacionalidad de las precipitaciones), reflejo de los extremos en los valores tanto térmicos como de precipitaciones existentes en los lugares donde hay disponibilidad de los sustratos rupícolas; y la selección positiva de la temperatura mínima del mes más frío, puesto que en zonas de mayores altitudes el mes de enero suele presentar las menores temperaturas. Sin embargo, el alimoche selecciona negativamente las precipitaciones durante el mes más húmedo, puesto que por lo general, los meses más húmedos en la región se dan durante la primavera, de manera que son coincidentes con el periodo reproductor de la especie y pueden llegar a tener un impacto negativo en el resultado reproductivo (Donázar y Ceballos, 1988; Zuberogoitia *et al.*, 2014). Las variables climatológicas que definen la favorabilidad climática histórica del alimoche en la región concuerdan con aquellas que han conformado los distintos modelos de distribución de la especie en Extremadura (Ver apartados 1.3.4. *Modelo de distribución espacial del alimoche común en Extremadura*, 5.3.1. *Selección de hábitat del alimoche común en Extremadura* y 6.3.3. *Selección del lugar de nidificación*). De igual forma, otros estudios constatan la importancia e influencia de la climatología, así como de la pendiente en la distribución del alimoche (Cortés-Avizanda *et al.*, 2011; Mateo-Tomás y Olea, 2015; Şen *et al.*, 2017; Panthi *et al.*, 2021; Khwarahm *et al.*, 2021)

El estudio de la favorabilidad climática en función de los distintos escenarios de emisiones (SSP) y temporales, ha mostrado que la especie podría no verse afectada negativamente por el cambio climático en la región. El aumento de las temperaturas podría no tener una incidencia negativa directa sobre su favorabilidad climática, de tal manera que se espera que pueda expandir su rango de distribución hacia otras áreas que no le son favorables climáticamente en la actualidad.

Los efectos del cambio climático son patentes en la migración de diferentes grupos de especies de aves (Koleček *et al.*, 2020; Orellana-Macias *et al.*, 2020). Uno de los efectos del calentamiento global en las aves rapaces, son los cambios en la migración, puesto que aquellas que son migradoras de corta distancia retrasan la fecha de partida de sus migraciones otoñales (Jaffré *et al.*, 2013), mientras que las migradoras de larga distancia, la adelantan (Filippi-Codaccioni *et al.*, 2010). En el caso del alimoche, el seguimiento a largo plazo de la migración de la especie a través del estrecho de Gibraltar, no ha mostrado cambios en la fenología migratoria tan notorios como los ocurridos con otras especies (Pannucio *et al.*, 2016)(Figura 67). A pesar de ello, y aunque no de forma directa, los cambios

en la climatología podrían incidir sobre la rapaz de diferentes maneras. El cambio climático ha provocado un aumento del uso de lugares situados fuera de áreas protegidas por parte de varias especies (Pavón-Jordán *et al.*, 2020). En el caso del alimoche, el estudio de la eficacia global de las áreas de conservación bajo escenarios de cambio climático y de usos del suelo, mostró que las áreas de conservación en las que se encuentra la especie, no perderán conectividad y mantendrán la configuración de red (Mazaris *et al.*, 2013).



Figura 67. Alimoche común (*Neophron percnopterus*) volando junto a cigüeña negra (*Ciconia nigra*), otra especie migradora presente en Extremadura. Autor: Ángel Sánchez.

Por otra parte, cambios en la climatología, ya sean en los regímenes de precipitaciones o la temperatura, pueden tener importantes efectos sobre la productividad de aves (Sovada *et al.*, 2014; Quintana *et al.*, 2022). Hasta la fecha, en el alimoche no se han observado efectos en la reproducción a causa del aumento de las temperaturas, que sería el efecto adverso principal al que estaría sometida la península ibérica por su pertenencia al Mediterráneo (IPCC, 2021b). Los pollos de la especie estarían protegidos ante tales temperaturas, al seleccionar principalmente oquedades en los cortados rocosos para nidificar (Donázar, 1993). Sin embargo, aquellos nidos que se encuentren más expuestos pueden llegar a sufrir los efectos de las altas temperaturas, sobre todo en horas de mayor insolación, puesto que se ha observado que los progenitores pueden llegar a retirarse del nido durante estos períodos para descansar en zonas de sombra y evitar el estrés térmico (Ceballos y Donázar, 1988).

Aunque pueda parecer que el cambio climático no va a tener un efecto negativo sobre el alimoche como ya se está observando en otras especies, y que incluso puede ser favorable, debido a que aumentarán las zonas con alta favorabilidad climática para el ave, esta puede ser víctima de dichos cambios por otras vías. Es de vital importancia la monitorización de la especie durante el desarrollo de los eventos de cambio climático para constatar que no están teniendo impactos negativos sobre la misma.

8. ESTATUS DE CONSERVACIÓN Y AMENAZAS

8.1. INTRODUCCIÓN

La pérdida de biodiversidad mundial es una de las mayores amenazas a las que se enfrenta el planeta, con muchas especies sufriendo disminuciones poblacionales hasta llegar a umbrales críticos y extinguiéndose (Hilton-Taylor *et al.*, 2009). En este contexto, el nivel de atención que requieren los taxones amenazados, así como las posibles inversiones que se pueden realizar para tratar de recuperarlos, se consiguen a través de evaluaciones de su estatus de conservación (Possingham *et al.*, 2002; Rodrigues *et al.*, 2006).

Para evaluar el estado actual de conservación de las diferentes especies, el sistema utilizado globalmente es el propuesto por las Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN. Desde su creación en 1984, hasta 1994, las categorías se asignaban de manera subjetiva. A partir de ese año, el Consejo de la UICN, con el fin de conseguir evaluaciones objetivas, creó un nuevo sistema basado en cinco grupos de criterios que permitían definir con claridad las distintas categorías de amenaza. Dichos criterios han ido pasando por una serie de actualizaciones, hasta llegar a su versión más actual, la Versión 3.1. (UICN, 2012a). Esta versión considera nueve categorías: No Evaluado (NE), Datos Insuficientes (DD), Preocupación Menor (LC), Casi Amenazado (NT), Vulnerable (VU), En Peligro (EN), En Peligro Crítico (CR), Extinto en Estado Silvestre (EW) y Extinto (EX). En el caso de las evaluaciones de carácter regional, se añaden dos categorías más: No Aplicable (NA) y Extinto a Nivel Regional (RE).

Debido a que el uso de este sistema de evaluación del estatus de conservación de las especies es ampliamente utilizado, gracias a la objetividad que presenta, en el presente apartado se ha acometido por primera vez la evaluación del estatus de conservación del alimoche en la comunidad de Extremadura en base a las Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN.

8.2. METODOLOGÍA

8.2.1. Evaluación del estatus de conservación

La evaluación del estatus de conservación del alimoche en la comunidad se ha realizado conforme a los criterios que dicta la UICN en su documento "Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN: Versión 3.1." (UICN, 2012a) (Tabla 40) y a las respectivas "Directrices de Uso de las Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN. Versión 14" (UICN, 2019). El análisis cuantitativo (criterio E), dado que la información que se poseía no fue suficiente, no ha sido posible acometerlo.

Una vez se ha determinado el estatus de conservación preliminar para la especie, se ha realizado un ajuste de la categoría a un nivel regional, concretamente, para poblaciones reproductoras. Todo ello se ha hecho consultando el documento "Directrices para el uso de los Criterios de la Lista Roja de la UICN a nivel regional y nacional: Versión 4.0." (UICN, 2012b) (Figura 68).

8.2.2. Ingresos en centros de recuperación

Se han utilizado datos sobre los ingresos de ejemplares de alimoche procedentes del Centro de Recuperación de Fauna Salvaje “Los Hornos” (Sierra de Fuentes, Cáceres) y el Hospital de Fauna Salvaje de AMUS (Villafranca de los Barros, Badajoz) entre los años 2009 y 2021.

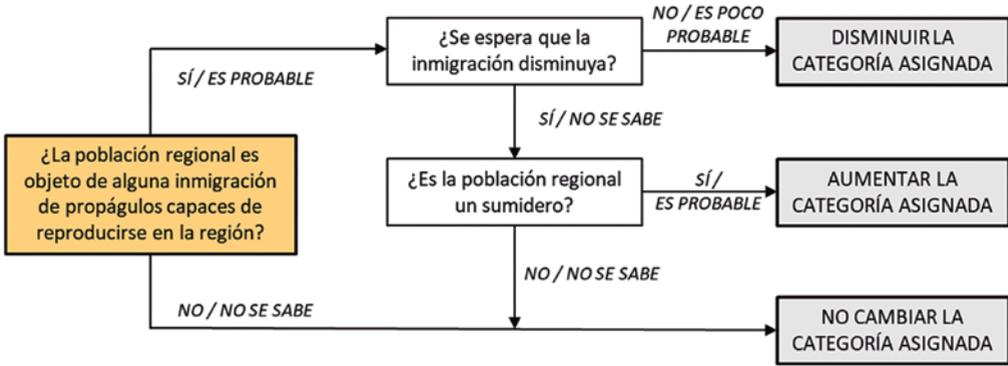


Figura 68. Esquema conceptual para ajustar a una evaluación regional la categoría preliminar obtenida según los criterios de la UICN para una población reproductora. Fuente: UICN (2012b).

8.3. RESULTADOS

8.3.1. Estatus de conservación

Según la UICN, el alimoche se encuentra “En Peligro” (EN A2abcde+ 3bcde+4abcde) a nivel global (BirdLife International, 2021a). A nivel mundial, la especie ha sufrido una reducción del tamaño poblacional de entre el 50 y el 79 %, con declives acusados en la India—potencialmente de más del 99 %, resultado del envenenamiento por diclofenaco—, y declives continuados y a largo plazo en Europa (disminución de > 10 %), en las poblaciones residentes en África (disminución del 91 %) y en África del Norte (disminuciones del 50-79 %) (BirdLife International, 2021a). Puesto que la gran mayoría de amenazas que sufre la especie continúan, se sospecha que en el futuro la magnitud de los declives se mantendrá.

La categoría que ostenta a nivel europeo es la de “Vulnerable” (VU C1) (BirdLife International, 2021b). El tamaño poblacional pequeño, unido al declive que está sufriendo, permite que alcance los valores umbrales para considerarla Vulnerable por el Criterio C. La población española, que conforma casi la mitad del contingente europeo reproductor, ha sufrido un declive de al menos el 25 % entre los años 1987 y 2000, al igual que la población de los Balcanes, que ha disminuido entre el 44 y 60 % en 30 años (BirdLife International, 2021a; 2021b). En la cuenca del mar Mediterráneo, el alimoche también se encuentra como “Vulnerable” (Westrip *et al.*, 2022). Puesto que la situación de la especie en el Mediterráneo es incierta, no hay suficientes datos como para justificar que se encuentre amenazada bajo el Criterio C; pero con la tendencia decreciente observada, se ha adoptado un enfoque conservador y se le ha asignado el estatus de “Vulnerable” (VU A4bcde) según el Criterio A, que tiene en cuenta la reducción del tamaño poblacional (Westrip *et al.*, 2022).

| A. Reducción del tamaño poblacional. Reducción del tamaño de la población basada en cualquiera de los subcriterios A1 a A4. El nivel de reducción se mide considerando el período más largo, ya sea 10 años o tres generaciones. | | | | |
|---|---|--|--|--|
| | | En Peligro Crítico | En Peligro | Vulnerable |
| A1 | | ≥ 90% | ≥ 70% | ≥ 50% |
| A2, A3 & A4 | | ≥ 80% | ≥ 50% | ≥ 30% |
| A1 | Reducción del tamaño de la población observada, estimada, inferida o sospechada, en el pasado donde las causas de la reducción son claramente reversibles y entendidas y conocidas y han cesado. | <i>Con base en y especificando cualquiera de los siguientes puntos:</i> | | (a) observación directa [excepto A3] (b) un índice de abundancia apropiado para el taxón (c) una reducción del área de ocupación (A00), extensión de presencia (E00) y/o calidad del hábitat (d) niveles de explotación reales o potenciales (e) como consecuencia de taxones introducidos, hibridación, patógenos, contaminantes, competidores o parásitos |
| A2 | Reducción del tamaño de la población observada, estimada, inferida o sospechada, en el pasado, donde las causas de la reducción pudieron no haber cesado o no ser entendidas y conocidas o no ser reversibles. | | | |
| A3 | Reducción del tamaño de la población que se proyecta, se infiere o se sospecha será alcanzada en el futuro (hasta un máximo de 100 años) [(a) no puede ser usado]. | | | |
| A4 | Reducción del tamaño de la población observada, estimada, inferida, proyectada o sospechada donde el período de tiempo considerado debe incluir el pasado y el futuro (hasta un máx. de 100 años en el futuro), y donde las causas de la reducción pueden no haber cesado o pueden no ser entendidas y conocidas o pueden no ser reversibles. | | | |
| B. Distribución geográfica representada como extensión de presencia (B1) Y/O área de ocupación (B2) | | | | |
| | | En Peligro Crítico | En Peligro | Vulnerable |
| B1. | Extensión de presencia (E00) | < 100 km ² | < 5.000 km ² | < 20.000 km ² |
| B2. | Área de ocupación (A00) | < 10 km ² | < 500 km ² | < 2.000 km ² |
| Y por lo menos 2 de las siguientes 3 condiciones: | | | | |
| (a) | Severamente fragmentada, 0 número de localidades | = 1 | ≤ 5 | ≤ 10 |
| (b) Disminución continua observada, estimada, inferida o proyectada en cualesquiera de: (i) extensión de presencia; (ii) área de ocupación; (iii) área, extensión y/o calidad del hábitat; (iv) número de localidades o subpoblaciones; (v) número de individuos maduros. | | | | |
| (c) Fluctuaciones extremas en cualesquiera de: (i) extensión de presencia; (ii) área de ocupación; (iii) número de localidades o subpoblaciones; (iv) número de individuos maduros. | | | | |
| C. Pequeño tamaño de la población y disminución. | | | | |
| | | En Peligro Crítico | En Peligro | Vulnerable |
| Número de individuos maduros | | < 250 | < 2.500 | < 10.000 |
| Y por lo menos, uno de C1 o C2 | | | | |
| C1. | Una disminución continuada observada, estimada o proyectada (hasta un máximo de 100 años en el futuro) de al menos: | El 25% en 3 años o 1 generación (lo que fuese más largo) | El 20% en 5 años o 2 generaciones (lo que fuese más largo) | El 10% en 10 años o 3 generaciones (lo que fuese más largo) |
| C2. | Una disminución continua observada, estimada, proyectada o inferida Y por lo menos 1 de las siguientes 3 condiciones: | | | |
| (a) | (i) Número de individuos maduro en cada subpoblación | ≤ 50 | ≤ 250 | ≤ 1.000 |
| | (ii) % de individuos en una sola subpoblación = | 90-100% | 95-100% | 100% |
| (b) | Fluctuaciones extremas en el número de individuos maduros | | | |
| D. Población muy pequeña o restringida. | | | | |
| | | En Peligro Crítico | En Peligro | Vulnerable |
| D. | Número de individuos maduros | < 50 | < 250 | D1. < 1.000 |
| D2. | <i>Solo aplicable a la categoría VU</i> Área de ocupación restringida o bajo número de localidades con una posibilidad razonable de verse afectados por una amenaza futura que podría elevar al taxón a CR o EX en un tiempo muy corto. | - | - | D2. Típicamente A00 < 20 km ² o número de localidades ≤ 5 |
| E. Análisis Cuantitativo | | | | |
| | | En Peligro Crítico | En Peligro | Vulnerable |
| Indica que la probabilidad de extinción en estado silvestre es: | | ≥ 50% dentro de 10 años o 3 generaciones, lo que fuese más largo (100 años máx.) | ≥ 20% dentro de 20 años o 5 generaciones, lo que fuese más largo (100 años máx.) | ≥ 10% dentro de 100 años |

Tabla 40. Resumen de los criterios para la evaluación de especies de la UICN. Fuente: UICN (2012a).

En la España peninsular, la evaluación del estatus del alimoche llevada a cabo en 2004 en el Libro Rojo de las Aves de España, le asignó el estatus de "En Peligro" (EN A4ac) (Donázar, 2004). En el momento de la evaluación, se estimaba que se habían perdido el 25 % de los territorios existentes entre 1987 y 2000, hecho que, sumado a las tendencias negativas que arrastraba la especie desde mitad del siglo XX, hacía considerar que el descenso de la especie en nuestro país podría alcanzar hasta el 50 % en las siguientes tres generaciones (30 años) (Criterio A) (Donázar, 2004). En la reciente actualización del Libro Rojo, se ha observado cierta mejoría del estatus de la población ibérica del alimoche, de tal modo que se cataloga como Vulnerable (VU C1) (Donázar y Orueta, 2021). Recibe este estatus debido a que cuenta con una población inferior a los 10.000 individuos maduros (Criterio C), así como por los declives observados en 17 provincias, de tal modo que se espera que en las próximas generaciones dicha disminución sea superior al 10 % (Donázar y Orueta, 2021).

En Extremadura, el estatus actual de la especie es de "Vulnerable" (VU D1) (Tabla 41). En los últimos 10 años, la población de alimoche se encuentra estable, no habiéndose observado reducciones acusadas en el número de individuos, no pudiéndose aplicar de esta forma el Criterio A. Respecto a la distribución geográfica, presenta una extensión de presencia (EOO) de 30.884,60 km², y un área de ocupación (AOO) de 1.480,00 km², lo que podría permitir la aplicación del Criterio B, y ser catalogada como Vulnerable. No obstante, no cumple los requisitos adicionales para poder emplear dicho criterio (ej. disminución continua/fluctuaciones extremas en EOO, AOO, nº de localidades, nº de individuos maduros). Por otra parte, la población presenta un tamaño pequeño, con un total de 308 individuos maduros en 2019, aunque no ha sufrido ningún tipo de disminución en los 10 años previos, por lo que no se aplica el Criterio C. Sin embargo, al tener menos de 1.000 de individuos maduros, alcanza el umbral del Criterio D para la categoría "Vulnerable". Debido al carácter filopátrico de la especie (Serrano *et al.*, 2021), la población regional es susceptible a la inmigración de individuos que pueden llegar a reproducirse, aunque no se sabe cómo podría funcionar este flujo migratorio, ni tampoco si la población en la región es un sumidero; por ello, tras el ajuste de la evaluación, la categoría de amenaza no se cambia y se queda como "Vulnerable" (VU D1).

| CRITERIO | JUSTIFICACIÓN |
|--|---|
| A. Reducción del tamaño poblacional. | Población estable , sin reducciones acusadas en el número de efectivos. |
| B. Distribución geográfica representada como extensión de presencia (B1) Y/O área de ocupación (B2) | E00: 30.884,60 km² A00: 1.480,00 km² Por el A00, podría catalogarse como Vulnerable, pero no cumple los requisitos adicionales. |
| C. Pequeño tamaño de la población y disminución. | Nº de individuos en la población en 2019: 308 Pero sin disminución observada en los 10 años previos. |
| D. Población muy pequeña o restringida. | Nº de individuos en la población en 2019: 308 Al tener <1.000 individuos maduros → <i>Vulnerable (VU D1)</i> → Vulnerable (VU D1) (Tras ajuste de categoría) |
| E. Análisis Cuantitativo | No aplicable debido a la falta de información. |

Tabla 41. Resumen de la justificación para la aplicación de los criterios de la Lista Roja de la UICN para establecer la categoría de amenaza del alimoche común (*Neophron percnopterus*) en Extremadura.

8.3.2. Amenazas

El *Plan de Acción Europeo para el Alimoche* (Iñigo et al., 2008) indica que las amenazas y factores limitantes a los que se enfrenta la especie en toda Europa son: el envenenamiento (incidencia crítica), el declive de la ganadería extensiva (incidencia crítica), las estrictas regulaciones sanitarias y veterinarias (incidencia crítica), las colisiones con los aerogeneradores (incidencia alta) y las perturbaciones humanas (incidencia alta)

En el caso concreto de nuestro país, según el *Libro Rojo de las Aves de España* (Donázar y Orueta, 2021), algunas de estas amenazas son las causas principales del declive de la especie, en concreto la mortalidad producida por el uso de cebos envenenados, las molestias en áreas de cría y la persecución por parte del ser humano.

En Extremadura, las amenazas a las que se enfrenta la especie se pueden inferir por las distintas causas de ingresos en los centros de recuperación de fauna silvestre. Entre 2009 y 2021, han ingresado un total de 23 alimoches por una serie de causas diversas. El motivo más importante de ingreso ha sido el envenenamiento, con un total de siete ejemplares, a los que se les suma otro por sospecha de haber sido envenenado de igual forma. El resto de causas han incluido caída de nido (3 ejemplares), desorientación (2 ejemplares), retirada del nido (2 huevos retirados), disparo (1 ejemplar), traumatismo (1 ejemplar) y causas desconocidas (6 ejemplares) (Figura 69). El año en el que mayor número de ingresos se ha producido ha sido 2020, con 6 ejemplares, seguido por el

año 2010, en el que se produjo un envenenamiento masivo de avifauna carroñera en el municipio de Siruela, donde murieron 3 de los 5 alimoches que ingresaron en los centros de recuperación ese año (Figura 70). Finalmente, es destacable que cerca del 44 % de los animales que han ingresado en los centros, han podido ser recuperados y liberados (Tabla 42).

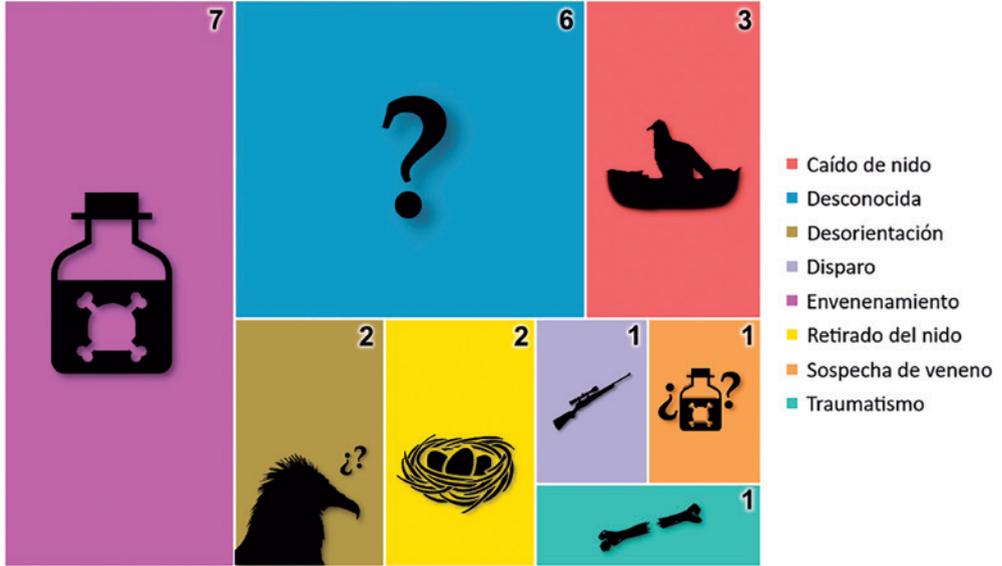


Figura 69. Número de alimoches comunes (*Neophron percnopterus*) ingresados en los centros de recuperación extremeños en función de la causa de ingreso.

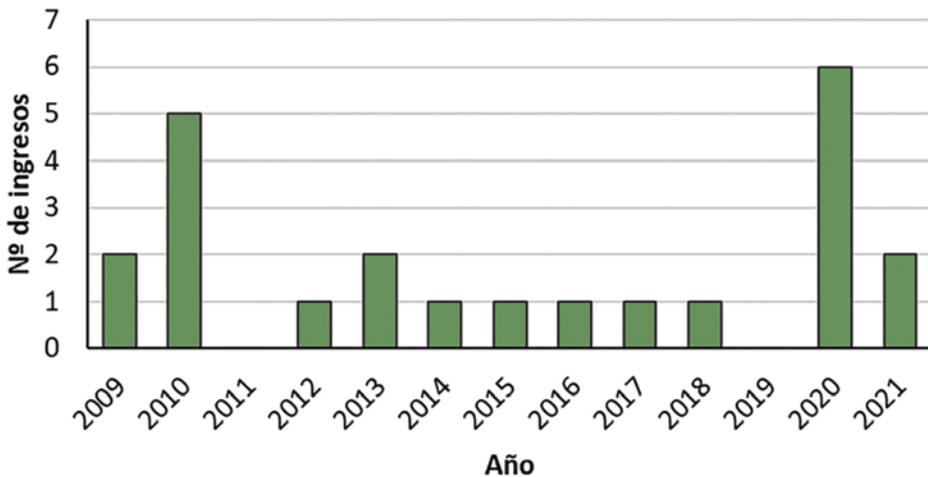


Figura 70. Número de ingresos de alimoches comunes (*Neophron percnopterus*) en los centros de recuperación extremeños por año.

| RESULTADO | Nº INDIVIDUOS |
|----------------|---------------|
| Eutanasia | 1 |
| Ingresó muerto | 9 |
| Irrecuperable | 1 |
| Liberado | 10 |
| Otro | 2 |

Tabla 42. Número de ingresos de alimoche común (*Neophron percnopterus*) en los centros de recuperación extremeños en función del resultado tras su ingreso.

A pesar de los distintos motivos por los cuales los individuos de alimoche han ingresado en los centros de recuperación, se considera que las amenazas que pueden poner en peligro el estado de conservación de la especie en la comunidad extremeña son las siguientes:

- **Envenenamiento**

La ingesta de veneno es, sin duda, la mayor amenaza a la que se enfrenta el alimoche en España (Hernández y Margalida, 2009; Mateo-Tomás et al., 2010; Margalida, 2012; Rial-Berriel et al., 2021). La competencia entre el hombre y los distintos depredadores (zorros, lobos y aves rapaces) por los recursos cinegéticos, ganaderos e incluso agrícolas, ha propiciado el uso de cebos envenenados. Se trata de una práctica ilegal, tanto a nivel nacional como europeo, ya que su utilización carece de selectividad y suponen una seria amenaza para diversas especies.

Las sustancias utilizadas principalmente para envenenar cebos son fitosanitarios, entre los que destacan los del grupo de los carbamatos (carbofurano y aldicarb mayoritariamente), y en menor medida, las pertenecientes a los organofosforados (De la Bodega et al., 2020). Para los cebos, se utilizan cadáveres de rumiantes pequeños, de caza menor o pequeños trozos de carne, que se diseminan principalmente por los cotos de caza y las explotaciones ganaderas, para realizar control de mesodepredadores. La mayor incidencia del uso de cebos envenenados, tanto a nivel de España como de Extremadura, se produce entre los meses de marzo y junio (De la Bodega et al., 2020; Ibáñez-Pernía et al., 2022), coincidiendo con el periodo reproductor de muchas aves. Esto provoca que la fracción reproductora de alimoche sea la más susceptible a tales sustancias, puesto que el 94,9 % de los casos de envenenamiento se han correspondido con individuos adultos (Hernández y Margalida, 2009). La gran vulnerabilidad del alimoche ante el veneno viene dada por su gran espectro trófico, constituido principalmente por presas de pequeño tamaño, ya que la mayoría de casos de envenenamientos se produce por el consumo de pollos, perdices, palomas torcaes y conejos utilizados como cebo (Hernández y Margalida, 2009).

En España, entre 1992 y 2017, las rapaces han conformado el 35 % de todos los casos de animales envenenados (De la Bodega *et al.*, 2020). Dentro de este grupo, las mayores afectadas son las necrófagas, produciéndose en todo el país durante el citado periodo 325 casos de alimoches envenenados, de los cuales, 11 pertenecían a Badajoz y 2 a Cáceres (De la Bodega *et al.*, 2020). Los datos procedentes de los centros de recuperación extremeños muestran un gran número de individuos ingresados por envenenamiento o sospecha de ello, siendo una de las primeras causas de ingreso (Figura 69).

En Extremadura se han tomado medidas contra el uso de veneno en el campo, puesto que en 2015 se publicó en el DOE la Orden de 27 de marzo de 2015, por la que se aprueba la Estrategia Extremeña contra el uso ilegal de cebos envenenados en el medio natural. Esta estrategia tiene como objetivo principal la erradicación del uso ilegal de los cebos envenenados en la naturaleza, a través de una serie de líneas de actuación (Junta de Extremadura, 2015b).

· **Intoxicación**

El carácter de carroñero obligado que presenta el alimoches, lo hace muy vulnerable a cualquier sustancia que se encuentre en los cadáveres de los que se alimenta. En los cadáveres pueden estar presente una serie de compuestos, como los fármacos de uso veterinario en el caso del ganado doméstico, el plomo en animales cinegéticos y otros contaminantes.

Los fármacos antiinflamatorios no esteroideos (AINEs) utilizados en ganado doméstico, como el diclofenaco, han sido los causantes de drásticas reducciones en las poblaciones asiáticas de hasta tres especies de buitres del género *Gyps* (Oaks *et al.*, 2004; Oaks y Watson, 2011), y se sugiere que es la principal causa del acusado declive que muestra el alimoches en la India (Cuthbert *et al.*, 2006; Galligan *et al.*, 2014). A pesar de esto, la Unión Europea autorizó la venta de diclofenaco y en 2013, España permitió su uso en el ganado. Aunque hasta la fecha este fármaco no ha tenido prácticamente impacto sobre las poblaciones de aves carroñeras en nuestro país (Herrero-Villar *et al.*, 2020), recientemente, en 2020, se registró la primera muerte por intoxicación por diclofenaco, concretamente en un pollo de buitre negro (Herrero-Villar *et al.*, 2021) (Figura 71).

La intoxicación por plomo, procedente de munición de caza, también supone un serio peligro para los carroñeros. Esto es debido a que pueden consumir presas muertas que contengan fragmentos de munición de plomo. Aunque no es el tipo de intoxicación más común en el alimoches en España, se ha observado que las aves insulares (Canarias y Baleares) tienen mayor concentración de plomo en sangre que aquellas que se encuentran en la Península. Este hecho estaría explicado por el carácter sedentario que muestra el alimoches en las islas, de tal manera que se pueden llegar a alimentar de aquellas presas que no se cobran (perdices y palomas principalmente) (Gangoso *et al.*, 2009).

Por otra parte, también se han encontrado restos en sangre de compuestos organoclorados y otros metales, con mayores concentraciones en los alimoches de Canarias y Baleares, que en los de la Península (Gómara *et al.*, 2004). A pesar de que los niveles encontrados de dichos contaminantes se encuentran por debajo de los niveles tóxicos descritos para

otras especies, se ha observado una correlación negativa del bifenilo clorado CB-180 — compuesto orgánico clorado asociado positivamente con la superficie urbana presente en las inmediaciones de los nidos de alimoche—, con concentraciones de calcio, colesterol, α -tocoferol y luteína (Gómara et al., 2004; Ortiz-Santaliestra et al., 2019).

Si bien es cierto que las intoxicaciones no están descritas como causas por las cuales los alimoches ingresan en los centros de recuperación extremeños, es necesario tener en cuenta la amenaza que pueden suponer para la especie, debido al carácter oportunista que presenta a la hora de alimentarse.



Figura 71. Carroñada con presencia de alimoche común (*Neophron percnopterus*), buitre leonado (*Gyps fulvus*) y buitre negro (*Aegypius monachus*). Autor: Ángel Sánchez.

• **Escasez de alimento**

A raíz de la crisis producida por la aparición de la Encefalopatía Espongiforme Bovina (EEB), en 2001, la Comisión Europea (CE) prohibió el abandono de ganado muerto en el campo (Reglamento (CE) nº 1774/2002). Ello conllevó la desaparición de una importante fuente de alimento para todas las especies carroñeras. Poco tiempo después, la CE flexibilizó los requerimientos necesarios para la deposición de cadáveres ganaderos en puntos de alimentación autorizados, todo ello a través de la Decisión 830/2005/CE de 25 de mayo. De esta forma, España aprobó el Real Decreto 664/2007, de 25 de mayo, por el que se regula la alimentación de aves rapaces necrófagas con subproductos animales no destinados a consumo humano. El Reglamento (CE) nº 1774/2002 quedó derogado por el Reglamento (CE) nº 1069/2009, del Parlamento Europeo y del Consejo, de 21 de octubre de 2009, que establece las normas sanitarias aplicables a los subproductos animales y los productos derivados no

destinados al consumo humano; y, a su vez, el RD 664/2007 quedó derogado por el Real Decreto 1632/2011, de 14 de noviembre, por el que se regula la alimentación de determinadas especies de fauna silvestre con subproductos animales no destinados al consumo humano. Todo este marco legislativo llevó a que Extremadura aprobara en 2015 el Decreto 38/2015, de 17 de marzo, por el que se regula la alimentación de determinadas especies de fauna silvestre con subproductos animales no destinados a consumo humano en la Comunidad Autónoma de Extremadura. El objetivo principal de este decreto fue la creación de una Red de Alimentación de Especies Necrófagas en Extremadura (RAENEX), integrada por las Zonas de Protección para la alimentación de especies necrófagas de interés comunitario y por los comederos o muladares autorizados a lo largo de toda la región.

Sin embargo, la baja disponibilidad de carroñas de ganado doméstico en el campo parece no haber tenido un efecto directo tan acusado sobre los alimoches en nuestro país, puesto que se ha comprobado que tras los cierres de muladares en el norte de España a partir de la crisis producida por la EEB, la rapaz apenas ha presentado diferencias significativas en la diversidad de especies que forman parte de su dieta (Donázar *et al.*, 2010). No obstante, tras la aplicación de las medidas sanitarias sobre la deposición de cadáveres de ganado en el campo, las relaciones interespecíficas dentro del gremio de los carroñeros pueden haber cambiado, ya que el buitre leonado sí que se ha visto obligado a buscar otros recursos tróficos menos previsibles (ganado extensivo y animales silvestres), pudiendo llegar a desplazar al alimoche, que es más dependiente de este tipo de carroñas (Donázar *et al.*, 2010; Cabrera-García *et al.*, 2020).

· **Molestias humanas y persecución**

Las molestias por parte del ser humano son una causa importante de abandono del nido en el alimoche. En el norte de España las actividades forestales y de ocio y tiempo libre en la naturaleza (ej. senderismo, observación de aves, recogida de setas, motocicletas, escalada), han afectado al 42 % de los intentos de cría registrados entre los años 2000 y 2007 (Zuberogoitia *et al.*, 2008). No solo durante el periodo de cría, sino que también las modificaciones realizadas en el paisaje y/o estructura de la vegetación presentes en un radio de 1 km de los nidos, cuando la especie no se encuentra presente, triplican la probabilidad de abandono de territorios una vez que los individuos regresan para la reproducción (Morant *et al.*, 2018).

Por otra parte, no son raros los casos de alimoches muertos por disparo (Balmori, 2019), habiéndose producido un ingreso de un ejemplar en uno de los centros de recuperación extremeños (Figura 69).

· **Cambio climático**

Aunque la distribución climática en la comunidad extremeña del alimoche parece verse favorecida por el cambio climático según los modelos en los distintos escenarios futuros (Ver apartado 7.3. *Escenarios futuros y cambio climático*); las olas de calor, cada vez más acusadas en la región mediterránea (IPCC, 2021b), podrían llegar a tener un efecto en la supervivencia de los pollos, como está ocurriendo con otras especies.

III. BIBLIOGRAFÍA

Abdul-Aziz, O., Manthua, N. J., Myers, K. W. (2011). *Potential climate change impacts on thermal habitats of Pacific salmon (*Oncorhynchus* spp.) in the North Pacific Ocean and adjacent seas*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 68: 1660–1680.

Abuladze, A., Shergalin, J. (1998). *The Egyptian Vulture *Neophron percnopterus* in the former USSR*. Pp 183–195. En: Chancellor, R.D., Meyburg, B.U., Ferrer, J. J (Eds.). *Holarctic birds of prey*. ADENEX-World Working Group on birds of prey and Owls. Calamonte: IGRAEX C.B. Badajoz, Spain.

Acevedo, P., Real, R. (2012). *Favourability: Concept, distinctive characteristics and potential usefulness*. Naturwissenschaften, 99: 515–522.

Acevedo, P., Real, R., Gortazar, C. (2011). *Favorabilidad ecogeográfica para el corzo: Distribución y abundancia*. Pirineos, 166: 9–27.

Agudo, R., Rico, C., Hiraldo, F., Donázar, J. A. (2011). *Evidence of connectivity between continental and differentiated insular populations in a highly mobile species*. Divers. Distrib., 17: 1–12.

Agudo, R., Rico, C., Vila, C., Hiraldo, F., Donázar, J. A. (2010). *The role of humans in the diversification of a threatened island raptor*. BMC Evol. Biol., 10: 384.

Aitken, K. E., Martin, K. (2012). *Experimental test of nest-site limitation in mature mixed forests of central British Columbia, Canada*. The Journal of Wildlife Management, 76(3): 557–565.

Alcock, J. (1970). *The origin of tool-using by egyptian vultures *Neophron percnopterus**. Ibis, 112: 542.

Anctil, A., Franke, A., Bêty, J. (2014). *Heavy rainfall increases nestling mortality of an Arctic top predator: Experimental evidence and long-term trend in Peregrine Falcons*. Oecologia, 174: 1033–1043.

Anderson, R. P., Lew, D., Peterson, A. T. T., Anderson, R. P., Lew, D., Peterson, A. T. (2003). *Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models*. Ecological Modelling, 162: 211–232.

Angelov, I., Hashim, I., Opper, S. (2013). *Persistent electrocution mortality of Egyptian Vultures *Neophron percnopterus* over 28 years in East Africa*. Bird Conservation International, 23: 1–6.

Araújo, 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*. Dirección general de medio Natural y Política Forestal. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, Madrid. 640 págs.

Arkumarev, V., Dobrev, V., Abebe, Y. D., Popgeorgiev, G., Nikolov, S. C. (2014). *Congregations of wintering Egyptian Vultures Neophron percnopterus in Afar, Ethiopia: present status and implications for conservation*. *Ostrich*, 85(2): 139-145.

Arkumarev, V., Dobrev, V., Stoychev, S., Dobrev, D., Demerdzhiev, D., Nikolov, S. C. (2018). *Breeding performance and population trend of the Egyptian Vulture Neophron percnopterus in Bulgaria: conservation implications*. *Ornis Fennica*, 95: 115-127.

Arroyo, B. (2003). *Águila Real. Aquila chrysaetos*. En: Martí, R., Del Moral, J. C. (Eds.). *Atlas de las aves reproductoras de España*, pp. 188-189. Dirección General de Conservación de la naturaleza-Sociedad Española de Ornitología, Madrid. 733 págs.

Arroyo, B., Ferreiro, E., Garza, V. (1995). *El águila perdicera (Hieraetus fasciatus) en España: Censo, reproducción y conservación*. ICONA, Madrid. 86 págs.

Arslangündoğdu, Z., Smith, L., Yardim, Ü., Vanmarcke, P. J., Payne, M. (2018). *Soaring bird migration research at the Bosphorus Strait, Turkey*. *Applied Ecology and Environmental Research*, 16(6): 7953-7968.

Atauri, J. A., de Lucio, J. (2001). *The role of landscape structure in species richness distribution of birds, amphibians, reptiles and lepidopterans in Mediterranean landscapes*. *Landscape Ecology*, 16: 147-159.

Badahur, K., Prasad, M., Prasad, K., Low, M., Kumar, S., Ranabhat, R., Panthi, S. (2019). *Factors influencing the presence of the endangered Egyptian vulture Neophron percnopterus in Rukum, Nepal*. *Global Ecology and Conservation*, 20: e00727.

Balaban, S., Yamaç, E. (2018). *Breeding performance and diet of the Egyptian vulture (Neophron percnopterus L.) in Middle and Upper Sakarya Region, Turkey*. *North-Western Journal of Zoology*, 14(1): 91-95.

Balmori, A. (2019). *Endangered bird mortality by gunshots: still a current problema*. *Biodiversity and Conservation*, 28: 2555-2564.

Barbosa, A., Real, R., Muñoz, A., Brown, J. (2013). *New measures for assessing model equilibrium and prediction mismatch in species distribution models*. *Diversity and Distributions*, 19: 1333-1338.

Barcell, M. (2015). *Egyptian vulture (Neophron percnopterus) uses stone throwing to break into a Griffon Vulture (Gyps fulvus) egg*. *Journal of Raptor Research*, 49(4): 521- 522.

Beaman, M., Galea, C. (1974). *The visible migration of raptors over the Maltese Islands*. *Ibis*, 116(4): 419-431.

Bellard, C., Bertelsmeier, C., Leadley, P., Thuiller, W., Courchamp, F. (2012). *Impacts of climate change on the future of biodiversity*. *Ecology Letters*, 15: 365–377.

Benjamini, Y., Hochberg, Y. (1995). *Controlling the false Discovery rate: a practical and powerful approach to multiple testing*. *Journal of the Royal Statistical Society Series B*, 57: 289–300.

Benjamini, Y., Yekutieli, D. (2001). *The control of the false discovery rate in multiple testing under dependency*. *The Annals of Statistic*, 29: 1165–1188.

Benton, M. J. (2009). *The Red Queen and the Court Jester: species diversity and the role of biotic and abiotic factors through time*. *Science*, 323: 728–732.

Berger, J. (1990). Persistence of different-sized populations: an empirical assessment of rapid extinctions in bighorn sheep. *Conservation Biology*, 4: 91–98.

Bergier, P., Cheylan, G. (1980). *Statut, succès de reproduction et alimentation du vautour percnoptère *Neophron percnopterus* en France méditerranéenne*. *Alauda*, 48: 75–97.

Bijleveld, M. (1974). *Birds of Prey in Europe*. Mc. Millan Press Ltd. London y Basingstore. 263 págs.

BirdLife International. (2007). *Neophron percnopterus*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2007*: e.T22695180A31606848. [Consulta: 11 de mayo de 2022].

BirdLife International. (2015). *Nephron percnopterus (Egyptian vulture)*. *European Red List of Birds. Supplementary Material*. Office for Official Publications of the European Communities, Luxemburgo. 9 págs.

BirdLife International. (2021a). *Neophron percnopterus*. *Global Assessment. The IUCN Red List of Threatened Species 2021*: e.T22695180A205187871. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-3.RLTS.T22695180A205187871.en> [Consulta: 11 de mayo de 2022]

BirdLife International. (2021b). *Neophron percnopterus*. *European Assessment. The IUCN Red List of Threatened Species 2021*: e.T22695180A166295484. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-3.RLTS.T22695180A166295484.en> [Consulta: 14 de Julio de 2021]

BirdLife International. (2021c). *Neophron percnopterus (Egyptian vulture)*. *European Red List of Birds. Supplementary Material*. Office for Official Publications of the European Communities, Luxemburgo. 12 págs.

Blanco, G., Cortés-Avizanda, A., Frías, O., Arrondo, E., Donázar, J. A. (2019). *Livestock farming practices modulate vulture diet-disease interactions*. *Global Ecology and Conservation*, 17: e00518.

- Blanco, G., Junza, A., Barrón, D.** (2017). *Food safety in scavenger conservation: Diet-associated exposure to livestock pharmaceuticals and opportunist mycoses in threatened Cinereous and Egyptian vultures*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 135: 292-301.
- Blanco, G., Junza, A., Segarra, D., Barbosa, J., Barrón, D.** (2016). *Wildlife contamination with fluoroquinolones from livestock: widespread prevalence of enrofloxacin and marbofloxacin in vultures*. *Chemosphere*, 144: 1536-1543.
- Blanco, G., Tella, J. L.** (1999). *Temporal, spatial and social segregation of red-billed choughs between two types of communal roost: a role for mating and territory acquisition*. *Animal Behaviour*, 57: 1219-1227.
- Blasco-Zumeta, J., Heinze, G. M.** (2022). *Alimoche común Neophron percnopterus*. En: *Atlas de Identificación de las Aves de Aragón*. <https://blascozumeta.com/> [Consulta: 09 de Mayo de 2022].
- Blechs Schmidt, J., Wittmann, M. J., Blüml, C.** (2020). *Climate Change and Green Sea Turtle Sex Ratio – Preventing Possible Extinction*. *Genes*, 11(5): 588.
- Block, W. M., Brennan, L. A.** (1993). *The habitat concept in ornithology: Theory and applications*. *Current Ornithology*, 11: 35-91.
- Bosakowski, T., Speiser, R.** (1994). *Macrohabitat selection by nesting Northern Goshawks: implications for managing eastern forests*. *Studies in Avian Biology*, 16: 46-49.
- Bosch, R., Real, J., Tintó, A., Zozaya, E. L., Castell, C.** (2010). *Home-ranges and patterns of spatial use in territorial Bonelli's Eagles Aquila fasciata*. *Ibis*, 152: 105-117.
- Brosset, A.** (1961). *Ecologie des Oiseaux du Maroc Oriental*. Travaux de l'Institut Scientifique Chérifien, Série Zoologie, No 22. Rabat.
- Brown, L. H., Urban, E. K.** (1969). *The breeding biology of the Great White Pelican Pelecanus onocrotalus roseus at Lake Shala, Ethiopia*. *Ibis*, 111(2): 199-237.
- Brown, L., Amadon, D.** (1968). *Eagles, Hawks and Falcons of the World, Volume One*. Hamlyn Publishing Group Limited, Middlesex.
- Buechley, E. R., McGrady, M. J., Çoban, E., Şekercioğlu, Ç. H.** (2018b). *Satellite tracking a wide-ranging endangered vulture species to target conservation actions in the Middle East and East Africa*. *Biodiversity Conservation*, 27:2293-2310.
- Buechley, E. R., Opper, S., Beatty, W. S., Dobrev, V., Arkumarev, V., Saravia, V., Bougain, C., Bounas, A., Kret, E., Skartsi, T., Aktay, L., Aghababyan, K., Frehner, E., Şekercioğlu, Ç. H.** (2018a). *Identifying critical migratory bottlenecks and high-use areas for an endangered migratory soaring bird across three continents*. *Journal of Avian Biology*, 49: e01629.

- Buechley, E. R., Oppel, S., Efrat, R., Louis-Phipps, W., Carbonell-Alanis, I., Álvarez, E., Andreotti, A., Arkumarev, V., Berger-Tal, O., Bermejo-Bermejo, A., Bounas, A., Ceccolini, G., Cenerini, A., Dobrev, V., Duriez, O., et al.** (2020). *Differential survival throughout the full annual cycle of a migratory bird presents a life-history trade-off*. *Journal of Animal Ecology*, 90: 1228–1238
- Cabrera-García, M. E., Olea, P. P., Mateo-Tomás, P.** (2020). *Livestock prevalence in the Egyptian vulture diet during European sanitary restrictions on carcass disposal*. *Food Webs*, 25: e00169.
- Cameron, R. A. D., Cornwallis, L., Percival, M. J. L., Sinclari, A. R. E.** (1967). *The migration of raptors and storks through the near east in autumn*. *Ibis*, 109(4): 489–501.
- Canestrelli, D., Bisconti, R., Chiocchio, A., Maiorano, L., Zampiglia, M., Nascetti, G.** (2017). *Climate change promotes hybridisation between deeply divergent species*. *PeerJ*, 5: e3072.
- Cano, C.** (2017). *La lucha contra el veneno en España (2011-2016). Clasificación por Comunidades Autónomas*. WWF/Adena, Madrid. 78 págs.
- Carlson, J.** (1998). *Resurgence of Egyptian Vultures in Western Pyrenees, and relationships with Griffon Vultures*. *British Birds*, 91: 409–416.
- Carrete, M., Centeno-Cuadros, A., Méndez, M., Agudo, R., Donázar, J. A.** (2017). *Low heritability in tool use skills in a wild vulture population*. *Animal Behaviour*, 129: 127–131.
- Carrete, M., Grande, J. M., Tella, J. L., Sánchez-Zapata, J. A., Donázar, J. A., Díaz-Delgado, R., Romo, A.** (2007). *Habitat, human pressure, and social behavior: Partialling out factors affecting large-scale territory extinction in an endangered vulture*. *Biological Conservation*, 136: 143–154.
- Carrete, M., Sánchez-Zapata, J. A., Benítez, J. R., Lobón, M., Donázar, J. A.** (2009). *Large scale risk assessment of wind-farms on population viability of a globally endangered long-lived raptor*. *Biological Conservation*, 142: 2954–2961.
- Carrete, M., Sánchez-Zapata, J. A., Calvo, J. F.** (2000). *Breeding densities and habitat attributes of golden eagles in southeastern Spain*. *Journal of Raptor Research*, 34(1): 48–52.
- Castro, A., Muñoz, A., Real, R.** (2008). *Modelling the spatial distribution of the Tengmalm's owl *Aegolius funereus* in its Southwestern Palaearctic limit (NE Spain)*. *Ardeola*, 55(1): 71–85.
- Cauli, F., Audisio, P., Petretti, F., Chiatante, G.** (2021). *Habitat suitability and nest-site selection of short-toed eagle *Circaetus gallicus* in Tolfa Mountains (Central Italy)*. *Journal of Vertebrate Biology*, 70(2): 21014.

Ceballos, G., Ehrlich, P. R., Dirzo, R. (2017). *Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines*. Proceedings of the National Academy of Sciences, 114(30): E6089-E6096.

Ceballos, O., Donázar, J. A. (1988). *Actividad, uso del espacio y cuidado parental en una pareja de alimochos (Neophron percnopterus) durante el periodo de dependencia de los pollos*. Ecología, 2: 275-291.

Ceballos, O., Donázar, J. A. (1989). *Factors influencing the breeding density and nest-site selection of the Egyptian Vulture (Neophron percnopterus)*. Journal of Ornithology, 130(3): 353-359.

Ceballos, O., Donázar, J. A. (1990a). *Rost-tree characteristics, food habits and seasonal abundance of roosting egyptian vultures in Spain*. Journal of Raptor Research, 24(1-2): 19-25.

Ceballos, O., Donázar, J. A. (1990b). *Parent offspring Conflict during the Post-fledging Period in the Egyptian Vulture Neophron percnopterus (Aves, Accipitridae)*. Ethology 85, 225-235.

Chamorro, D., Real, R., Muñoz, A. R. (2020). *Fuzzy sets allow gaging the extent and rate of species range shift due to climate change*. Scientific Reports, 10: 16272.

Congost, J., Muntaner, J. (1974). *Presencia otoñal e invernal y concentración de Neophron percnopterus en la isla de Menorca*. Miscel·l·anea Zoològica, 3: 1-11

Cornelius, C., Cockle, K., Politi, N., Berkunsky, I., Sandoval, L., Ojeda, V., Rivera, L., Hunter, M., Martin, K. (2008). *Cavity-nesting birds in neotropical forests: cavities as a potentially limiting resource*. Ornitologia Neotropical, 19(8): 253-268.

Cortés-Avizanda, A., Almaraz, P., Carrete, M., Sánchez-Zapata, J. A., Delgado, A., Hiraldo, F., Donázar, J. A. (2011). *Spatial Heterogeneity in Resource Distribution Promotes Facultative Sociality in Two Trans-Saharan Migratory Birds*. PLoS ONE, 6(6): e21016.

Cowardin, L. M., Shaffer, T. L., Arnold, P. M. (1995). *Evaluations of duck habitat and estimation of duck population sizes with a remote-sensing-based system*. U.S. Department of the Interior, National Biological Service, Washington D.C. 32 págs.

Cramp, S., Simmons, K. F. I. (1980). *The birds of the Western Palearctic, Vol. II. Hawks to Bustards*. Oxford University Press, Oxford. 696 págs.

Cuthbert, R., Green, R. E., Ranade, S., Saravanan, S., Pain, D. J., Prakash, V., Cunningham, A. A. (2006). *Rapid population declines of Egyptian vulture (Neophron percnopterus) and red-headed vulture (Sarcogyps calvus) in India*. Animal Conservation, 9(3): 349-354.

De la Bodega, C., Cano, C., Mínguez, E. (2020). *El veneno en España. Evolución del envenenamiento de fauna silvestre (1992-2017)*. SEO/BirdLife y WWF, Madrid. 58 págs.

De Pablo, F. (2009). *Situación del alimoche, Neophron percnopterus, en Menorca. Año 2009.* Informe inédito. Institut Menorquí d'Estudis. Direcció General de Medi Forestal i Protecció d'Especies (Conselleria de Medi Ambient- Govern de les Illes Balears).

Del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J. (1994). *Handbook of the birds of the world. Vol.2.* Lynx Editions, Barcelona, Spain.

Del Moral, J. C. (2022). *Alimoche común Neophron percnopterus.* En: Molina, B., Nebreda, A., Muñoz, A. R., Seoane, J., Real, R., Bustamante, J., del Moral, J. C. (Eds.). *III Atlas de las aves en época de reproducción en España.* SEO/BirdLife, Madrid. <https://atlasaves.seo.org/ave/alimoche-comun/> [Consulta: 11 de mayo de 2022].

Del Moral, J. C., Martí, R. (2002). *El alimoche común en España y Portugal (I Censo coordinado). Año 2000.* Monografía nº 8. SEO/BirdLife, Madrid. 177 págs.

Del Moral, J. C., Molina, B. (2018). *El alimoche común en España, población reproductora en 2018 y método de censo.* SEO/BirdLife, Madrid. 150 págs.

Del Moral, J. C. (2009). *El alimoche común en España. Población reproductora en 2008 y método de censo.* SEO/Birdlife, Madrid. 188 págs.

Dement'ev, G. P., Gladkov, N. A., Ptushenko, E. S., Spangenberg, E. P., Sudilovskaya, A. M. (1966). *Birds of the Soviet Union. Vol. I.* Israel Program for Scientific Translations, Jerusalem, Israel.

Dhananjayan, V., Muralidharan, S., Jayanthi, P. (2011). *Distribution of persistent organochlorine chemical residues in blood plasma of three species of vultures from India.* Environmental Monitoring and Assessment, 173: 803-811.

Di Vittorio, M., Henriquet, S., Kobierzycki, E., Luiselli, L., Hema, E. M., Murabito, L., Rannisi, G., López-López, P. (2016). *Dispersal of Egyptian Vultures Neophron percnopterus: the first case of long-distance relocation of an individual from France to Sicily.* Ringing & Migration, 31(2): 111-114.

Di Vittorio, M., López-López, P., Cortone, G., Luiselli, L. (2017). *The Diet of the Egyptian Vulture (Neophron percnopterus) in Sicily: Temporal Variation and Conservation Implications.* Vie et milieu – Life and Environment, 67(1): 7-14.

Di Vittorio, M., Sarà, M., López-López, P. (2012). *Habitat preferences of Bonelli's Eagles Aquila fasciata in Sicily.* Bird Study, 59(2): 207-217.

Diamond, J. M., Bishop, K. D., Van Balen, S. (1987). *Bird survival in an isolated Javan woodland: island or mirror?* Conservation Biology, 2: 132-142.

Díaz, M., Pulido, F. J., Pausas, J. D. (2009). 9330 Alcornocales de *Quercus Suber*. En: V.V.AA., *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino, Madrid. 58 págs.

Dobrev, V., Boev, Z., Oppel, S., Arkumarev, V., Dobrev, D., Kret, E., Vavylis, D., Saravia, V. T., Bounas, A., Nikolov, S. C. (2015). *Diet of the Egyptian vulture (Neophron percnopterus) in Bulgaria and Greece (2005-2013)*. Technical report under action A5 of the LIFE+ project "The Return of the Neophron" (LIFE10 NAT/BG/000152). BSPB, Sofia. 28 págs.

Donázar, J. A. (1993). *Los Buitres ibéricos. Biología y Conservación*. J.M. Reyero Editor, Madrid. 256 pp.

Donázar, J. A. (2003). Alimoche. *Neophron percnopterus*. En: Martí, R., Del Moral, J. C. (Eds.). *Atlas de las aves reproductoras de España*, pp. 166–167. Dirección General de Conservación de la naturaleza–Sociedad Española de Ornitología, Madrid. 733 págs.

Donázar, J. A. (2004). Alimoche Común, *Neophron percnopterus*. En: Madroño, A., González, C., Atienza, J.C (Eds.) *Libro Rojo de las Aves de España*, pp. 129–131. Dirección General para la Biodiversidad–SEO/BirdLife, Madrid. 452 págs.

Donázar, J. A. (2012). Alimoche (*Neophron percnopterus*). En: Del Moral, J.C., Molina, B., Bermejo, A., Palomino, D. (Eds). *Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010*, pp. 168–169. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente–SEO/BirdLife, Madrid. 817 págs.

Donázar, J. A., Barbosa, J.M., García-Alfonso, M., van Overveld, T., Gangoso, L., De La Riva, M. (2020). *Too much is bad: increasing numbers of livestock and conspecifics reduce body mass in avian scavenger*. *Ecological Applications*, 30(6): e02125.

Donázar, J. A., Ceballos, J. A. (1988). *Alimentación y Tasas Reproductoras del Alimoche (Neophron percnopterus) en Navarra*. *Ardeola*, 35(1): 3–14.

Donázar, J. A., Ceballos, O. (1989). *Growth rates of nestling Egyptian Vultures Neophron percnopterus in relation to brood size, hatching order and environmental factors*. *Ardea*, 77(2): 217–226.

Donázar, J. A., Ceballos, O. (1990a). *Post fledgling dependence period and development off light and foraging behaviour in the Egyptian Vulture Neophron percnopterus*. *Ardea*, 78: 387–394.

Donázar, J. A., Ceballos, O. (1990b). *Acquisition of food by fledgling Egyptian Vultures Neophron percnopterus by nest-switching and acceptance by foster adults*. *Ibis*, 132: 603–617.

Donázar, J. A., Ceballos, O., Cortés-Avizanda, A. (2018). *Tourism in protected areas: Disentangling road and traffic effects on intra-guild scavenging processes*. *Science of the Total Environment*, 630: 600-608.

Donázar, J. A., Ceballos, O., Tella, J. L. (1994). *Copulation behaviour in the Egyptian Vulture *Neophron percnopterus**. *Bird Study*, 41(1): 37-41.

Donázar, J. A., Ceballos, O., Tella, J. L. (1996). *Communal roosts of Egyptian Vultures (*Neophron percnopterus*): Dynamics and implications for the species conservation*. En: Muntaner, J., Mayol, J. (Eds). *Biología y Conservación de las Rapaces Mediterráneas*, pp. 189-201. SEO/Birdlife, Madrid. 486 págs.

Donázar, J. A., Cortés-Avizanda, A., Carrete, M. (2010). *Dietary shifts in two vultures after the demise of supplementary feeding stations: consequences of the EU sanitary legislation*. *European Journal of Wildlife Research*, 56: 613-621.

Donázar, J. A., Cortés-Avizanda, A., Fargallo, J.A., Margalida, A., Moleón, M., Morales-Reyes, Z., Moreno-Opo, R., Pérez-García, J.M., Sánchez-Zapata, J.A., Zuberogoitia, I., Serrano, D. (2016). *Roles of raptors in a changing world: from flagships to providers of key ecosystem services*. *Ardeola*, 63(1): 181-234.

Donázar, J. A., Hiraldo, F., Bustamante, J. (1993). *Factors influencing nest-site selection, breeding density and breeding success in the Bearded Vulture (*Gypaetus barbatus*)*. *Journal of Applied Ecology*, 30: 504-514.

Donázar, J. A., Margalida, A. (2021). *Longevity record verified in an Egyptian Vulture*. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 19(3): 151-151.

Donázar, J. A., Negro, J. J., Palacios, C. J., Gangoso, L., Godoy, J. A., Ceballos, O., Hiraldo, F., Capote, N. (2002a). *Description of a new subspecies of the Egyptian Vulture (*Accipitridae*: *Neophron percnopterus*) from the Canary Islands*. *Journal of Raptor Research*, 36(1): 17-23.

Donázar, J. A., Orueta, J. F. (2021). *Alimoche, *Neophron percnopterus**. En: López-Jiménez, N. (Ed.). *Libro Rojo de las Aves de España*, pp. 554-562. SEO/BirdLife, Madrid. 514 págs.

Donázar, J. A., Palacios, C. J., Gangoso, L., Ceballos, O., González, M. J., Hiraldo, F. (2002b). *Conservation status and limiting factors of the endangered population of Egyptian Vulture (*Neophron percnopterus*) in the Canary Islands*. *Biological Conservation*, 107:89-98.

EEA. (2021). *European Environment Agency*. <https://www.eea.europa.eu> [Consulta: 02 de marzo de 2021]

Elorriaga, J., Zuberogoitia, I., Castillo, I., Azkona, A., Hidalgo, S., Astorkia, L., Ruiz-Moneo, F., Iraeta, A. (2009). *First Documented Case of Long-Distance Dispersal in the Egyptian Vulture (Neophron percnopterus)*. Journal of Raptor Research, 43(2): 142-145.

Elósegui, J. (1989). *Vautour fauve (Gyps fulvus), Gypaete barbu (Gypaetus barbatus), Percnoptere d'Egypte (Neophron percnopterus): Synthèse bibliographique et recherches*. Acta Biologica Montana, Serie de Documentos de Trabajo nº 3.

Elton, C. S. (1924). *Periodic fluctuations in the numbers of animals: Their Causes and Effects*. Journal of Experimental Biology, 2(1): 119-163.

Espinha de Almeida, A. (2011). *Variações locais no clima e taxas reprodutivas de cinco aves rupícolas*. Tesis Doctoral. Universidad de Aveiro, Aveiro. 121 págs.

ESRI. (2012). *ArcGIS Desktop: Release 10.1*. Environmental Systems Research Institute, Redlands, CA.

Eyring, V., Bony, S., Meehl, G. A., Senior, C. A., Stevens, B., Stouffer, R. J., Taylor, K. E. (2016). *Overview of the Coupled Model Intercomparison Project Phase 6 (CMIP6) experimental design and organization*. Geoscientific Model Development, 9: 1937-1958.

Farashi A., Alizadeh-Noughani, M. (2019). *Niche modelling of the potential distribution of the Egyptian Vulture Neophron percnopterus during summer and winter in Iran, to identify gaps in protected area coverage*. Bird Conservation International, 29: 423-436.

Fast, P. L. F., Gilchrist, H. G., Clark, R. G. (2007). *Experimental evaluation of nest shelter effects on weight loss in incubating Common Eiders Somateria mollissima*. Journal Avian Biology, 38: 205-214.

Ferguson-Lees, J., Christie, D.A. (2001). *Raptors of the world*. Christopher Helm, London. 320 págs.

Fernández, C., Donázar, J. A. (1991). *Griffon vultures Gyps fulvus occupying eyres of other cliff-nesting raptors*. Bird Study, 38: 42-44.

Fernández, F. J. (1994). *El Alimoche en el Refugio de Rapaces de Montejo*. Estudio e Investigación Aranda de Duero, 9: 135-182.

Ferrero, J. J., Pizarro, V. M. (2003). *La Cigüeña Negra en Extremadura*. Cuadernos populares nº 61. Junta de Extremadura, Merida. 71 págs.

Fick, S. E., Hijmans, R. J. (2017). *WorldClim 2: new 1km spatial resolution climate surfaces for global land areas*. International Journal of Climatology, 37(12): 4302-4315.

Fielding, A. H., Bell, J. F. (1997). *A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models*. *Environmental Conservation*, 24: 38–49.

Filippi-Codaccioni, O., Moussus, J. P., Urcun, J. P., Jiguet, F. (2010). *Advanced departure dates in long-distance migratory raptors*. *Journal of Ornithology*, 151: 687–694.

Flux, J.E.C. (2008). *A review of competition between rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) and hares (*Lepus europaeus*)*. En: Alves, P. C., Ferrand, N., Hackländer, K. (Eds.). *Lagomorph Biology: Evolution, Ecology and Conservation*, pp. 241–249. Springer-Verlag, Berlin. 414 págs.

Forsman, D. (2016). *Flight Identification of Raptors of Europe, North Africa and the Middle East*. Helm. 544 págs.

Galligan, T. H., Amano, T., Prakash, V. M., Kulkarni, M., Shringarpure, R., Prakash, N., Ranade, S., Green, R. E., Cuthbert, R. J. (2014). *Have populations declines in Egyptian Vulture and Red-Headed Vulture in India slowed since the 2006 ban on veterinary diclofenac?* *Bird Conservation International*, 24: 272–281.

Gangoso, L., Agudo, R., Anadón, J. D., de la Riva, M., Suleyman, A. S., Porter, R., Donázar, J. A. (2013). *Reinventing mutualism between humans and wild fauna: insights from vultures as ecosystem services providers*. *Conservation Letters*, 6: 172–179.

Gangoso, L., Álvarez-Lloret, P., Rodríguez-Navarro, A. B., Mateo, R., Hiraldo, F., Donázar, J. A. (2009). *Long-term effects of lead poisoning on bone mineralization in vultures exposed to ammunition sources*. *Environmental Pollution*, 157: 569–574.

Gangoso, L., Palacios, C. J. (2002). *Endangered Egyptian Vulture (*Neophron percnopterus*) entangled in a power line ground-wire stabilizer*. *Journal of Raptor Research*, 36(3): 238–239.

Gangoso, L., Palacios, C. J. (2005). *Ground nesting by Egyptian Vultures (*Neophron percnopterus*) in the Canary Islands*. *Journal of Raptor Research*, 39(2): 186–187.

García, L. V. (2003). *Controlling the false discovery rate in ecological research*. *Trends in Ecology y Evolution*, 18: 553–554.

García-Alfonso, M., van Overveld, T., Gangoso, L., Serrano, D., Donázar, J. A. (2021). *Disentangling drivers of power line use by vultures: Potential to reduce electrocutions*. *Science of the Total Environment*, 768: 148534.

García-Alfonso, M., van Overveld, T., Gangoso, L., Serrano, D., Donázar, J. A. (2020). *Vultures and Livestock: The Where, When and Why Visits to Farms*. *Animals*, 10: 2127.

García-Ripollés, C., López-López, P. (2006). *Population size and breeding performance of Egyptian Vultures (Neophron percnopterus) in Eastern Iberian Peninsula*. Journal of Raptor Research, 49(3): 217-221.

García-Ripollés, C., López-López, P., Urios, V. (2010). *First description of migration and wintering of adult Egyptian Vultures Neophron percnopterus tracked by GPS satellite telemetry*. Bird Study, 57(2): 261-265.

Garzón, J. (1975). *Birds of prey in Spain. The present situation*. World Conference on Birds of Prey, Viena.

Gaston, K. J., Pressey, R. L., Margules, C. R. (2002). *Persistence and vulnerability: retaining biodiversity in the landscape and in protected areas*. Journal of Biosciences, 27(Suppl. 2): 361-384.

Géroudet, P. (1964). *Visite au nid du percnoptère Neophron percnopterus*. Nos oiseaux, 297: 335-338.

GIC. (2000). *Atlas climático de Extremadura*. Grupo de Investigación en Biología de la Conservación. Universidad de Extremadura.

Gill, J. A., Norris, K., Potts, P. M., Grétar-Gunnarsson, T., Atkinson, P. W., Sutherland, W. J. (2001). *The buffer effect and large-scale population regulation in migratory birds*. Nature, 412: 436-438.

Gil-Sánchez, J. M., Molino Garrido, F., Valenzuela Serrano, G. (1996). *Selección de hábitat de nidificación por el Águila perdicera (Hieraetus fasciatus) en Granada (SE de España)*. Ardeola, 43: 189-197.

Gobierno de España. (2011). *Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas*. BOE de 23 de febrero de 2011, nº46, pp. 20912-20951. <https://www.boe.es/eli/es/rd/2011/02/04/139/dof/spa/pdf> [Consulta: 14 de Julio de 2021]

Gómara, B., Ramos, L., Gangoso, L., Donázar, J. A., González, M. J. (2004). *Levels of polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in serum samples of Egyptian Vulture (Neophron percnopterus) from Spain*. Chemosphere, 55: 577-583.

Grande, J. M., Carrete, M., Ceballos, O., Tella, J. L., Donázar, J. A. (2009). *Importancia de los muladares en la conservación del alimoche Neophron percnopterus en España*. MUNIBE, supl. 29: 254-275.

Grubač, B., Veleviski, M., Avukatov, V. (2014). *Long-term population decrease and recent breeding performance of the Egyptian Vulture Neophron percnopterus in Macedonia*. North-Western Journal of Zoology, 10(1): 25-35.

Guisan, A., Thuiller, W. (2005). *Predicting species distribution: offering more than simple habitat models*. *Ecology Letters*, 8: 993–1009.

Hernández, M., Margalida, M. (2009). *Poison-related mortality effects in the endangered Egyptian vulture (*Neophron percnopterus*) population in Spain*. *European Journal of Wildlife Research*, 55: 415–423.

Herrero-Villar, M., Delepoulle, E., Suárez-Regalado, L., Solano-Manrique, C., Juan-Sallés, C., Iglesias-Lebrija, J. J., Camarero, P. R., González, F., Álvarez, E., Mateo, R. (2021). *First diclofenac intoxication in a wild avian scavenger in Europe*. *Science of the Total Environment*, 782: 146890.

Herrero-Villar, M., Velarde, R., Camarero, P. R., Taggart, M. A., Bandeira, V., Fonseca, C., Marco, I., Mateo, R. (2020). *NSAIDs detected in Iberian avian scavengers and carrion after diclofenac registration for veterinary use in Spain*. *Environmental Pollution*, 266: 115157.

Hidalgo, S., Zabala, J., Zuberogoitia, I., Azcona, A., Castillo, I. (2005). *Food of the Egyptian Vulture (*Neophron percnopterus*) in Biscay*. *Buteo*, 14: 23–29

Hijmans, R. J., Cameron, S. E., Parra, J. L., Jones, P. G., Jarvis, A. (2005). *Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas*. *International Journal of Climatology*, 25: 1965–1978.

Hilton-Taylor, C., Stuart, S. N., Vié, J. C. (2009). *Wildlife in a changing world: an analysis of the 2008 IUCN Red List of Threatened Species*. IUCN, Suiza. 184 págs.

Hosmer, D. W., Lemeshow, S. (1989). *Applied logistic regression*. John Wiley and Sons, Inc., New York.

Hothorn, T., Muller, J., Schroder, B., Kneib, T., Brandl, R. (2011). *Decomposing environmental, spatial and spatiotemporal components of species distributions*. *Ecological Monographs*, 81: 329–347.

Hughes, J. B., Daily, G. C., Ehrlich, P. R. (1997). *Population diversity: its extent and extinction*. *Science*, 278(5338): 689–692.

Hussell, D. J. T. (2003). *Climate Change, Spring Temperatures, and Timing of Breeding of Tree Swallows (*Tachycineta Bicolor*) in Southern Ontario*. *The Auk*, 120(3): 607–618.

Hutto, R. L. (1985). *Habitat selection by nonbreeding, migratory land birds*. En: Cody, M. L. (Ed). *Habitat Selection in Birds*, pp 455–476. Academic Press, New York. 558 págs.

Ibáñez-Pernía, Y., Hernández-Moreno, D., Pérez-López, M., Soler-Rodríguez, F. (2022). *Use of poisoned baits against wildlife. A retrospective 17-year study in the natural environment of Extremadura (Spain)*. *Environmental Pollution*, 303: 119098.

ICNF. (2021). *Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas* <http://www2.icnf.pt> [Consulta: 02 de marzo de 2021]

Iñigo, A., Barov, B., Orhun, C., Gallo-Orsi, U. (2008). *Action plan for the Egyptian Vulture *Neophron percnopterus* in the European Union*. 62 págs.

IPCC. (2021a). *Summary for Policymakers*. En: *Climate Change. 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. En prensa.

IPCC. (2021b). *Regional fact sheet – Europe*. Sixth Assessment Report, Working Group I. https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/downloads/factsheets/IPCC_AR6_WGI_Regional_Fact_Sheet_Europe.pdf [Consulta: 23 de diciembre de 2021].

Irby, L. (1879). *Notes on the Birds of the Straits of Gibraltar*. *The Ibis*, 21: 342–346.

Jaffré, M., Beaugrand, G., Goberville, É., Jiguet, F., Kjellén, N., Troost, G., Dubois, P.J., Leprêtre, A., Luczak, C. (2013). *Long-Term Phenological Shifts in Raptor Migration and Climate*. *PLOS ONE*, 8(11): e79112.

Janes, S. W. (1985). *Habitat selection in raptorial birds*. En: Cody, M. L. (Ed). *Habitat selection in birds*, pp. 159–188. Academic Press, San Diego. 558 págs.

Jha, K. K., Jha, R. (2020). *Habitat suitability mapping for migratory and resident vultures: A case of Indian stronghold and species distribution model*. *Journal of Wildlife and Biodiversity*, 4(3): 91–111.

Jiménez-Valverde, A., Lobo, J. M. (2007). *Threshold criteria for conversion of probability of species presence to either-or presence-absence*. *Acta Oecologica*, 31: 361–369.

Johnson, D. H. (1980). *The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference*. *Ecology*, 61: 65–71.

Johnson, D. H., Gibbs, J. P., Herzog, M., Lor, S., Niemuth, N. D., Ribic, C. A., Seamans, M., Shaffer, T. L., Shriver, W. G., Stehman, S. V., Thompson, W. L. (2009). *A sampling design framework for monitoring secretive marshbirds*. *Waterbirds*, 32: 203–215.

Johnston, A. S. A., Boyd, R. J., Watson, J. W., Paul, A., Evans, L. C., Gardner, E. L., Boulton, V. L. (2019). *Predicting population responses to environmental change from individual-level mechanisms: toward a standardized mechanistic approach*. *Proceedings of the Royal Society B*, 286: 20191916.

Jones, H. L., Diamond, J. M. (1976). *Short-time base studies of turnover in breeding birds of the California Channel Islands*. Condor, 76: 526–549.

Jones, J. (2001). *Habitat selection in avian ecology: a critical review*. Auk, 118: 557–562.

Jones, J., Robertson, R. J. (2001). *Territory and nest-site selection of Cerulean warblers in eastern Ontario*. Auk, 118: 727–735.

Junta de Extremadura. (2015). *ORDEN de 27 de marzo de 2015 por la que se aprueba la Estrategia Extremeña contra el uso ilegal de cebos envenenados en el medio natural*. DOE de 8 de Abril de 2015, nº 66, pp. 10625–10635. <http://doe.juntaex.es/pdfs/doe/2015/660o/15050076.pdf> [Consulta: 25 de Julio de 2021].

Junta de Extremadura. (2018). *Decreto 78/2018, de 5 de junio, por el que se modifica el Decreto 37/2001, de 6 de marzo, por el que se regula el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Extremadura*. DOE de 11 de junio de 2018, nº112, pp. 22072–22100. <http://doe.juntaex.es/pdfs/doe/2018/1120o/18040091.pdf> [Consulta: 14 de Julio de 2022]

Karimov, T., Guliyev, G. (2017). *Diet composition of four vulture species in Azerbaijan*. Ardea, 105(2): 163–168.

Katzenberger, J., Tabur, E., Şen, B., Isfendiyaroğlu, S., Erkol, I. L., Opper, S. (2019). *No short-term effect of closing a rubbish dump on reproductive parameters of an Egyptian Vulture population in Turkey*. Bird Conservation International, 29: 71–82.

Khwarahm, N. R., Ararat, K., Qader, S., Fadhil Al-Quraishi, A. M. (2021). *Modelling Habitat Suitability for the Breeding Egyptian Vulture (Neophron percnopterus) in the Kurdistan Region of Iraq*. Iranian Journal of Science and Technology, Transactions A: Science, 45: 1519–1530.

Koleček, J., Adamik, P., Reif, J. (2020). *Shifts in migration phenology under climate change: temperature vs. abundance effects in birds*. Climatic Change, 159: 177–194.

Kretzmann, M. B., Capote, N., Gautschi, B., Godoy, J. A., Donázar, J. A., Negro, J. J. (2003). *Genetically distinct island populations of the Egyptian vulture (Neophron percnopterus)*. Conservation Genetics, 4: 697–706.

Lane, J.E., Kruuk, L.E.B., Charmantier, A., Murie, J. O., Dobson, F.S. (2012). *Delayed phenology and reduced fitness associated with climate change in a wild hibernator*. Nature, 489: 554–557.

Legendre, P., Legendre, L. (1998). *Numerical ecology*. 2nd English Edition. Elsevier Science, Amsterdam. 852 págs.

Leshem, Y., Yom-Tov, Y. (1996). *The magnitude and timing of migration by soaring raptors, pelicans and storks over Israel*. Ibis, 138: 188–203.

Liberatori, F., Penteriani, V. (2001). *A long-term analysis of the declining population of the Egyptian vulture in the Italian peninsula: distribution, habitat preference, productivity and conservation implications*. *Biological Conservation*, 101:381-389.

Lloveras, L., Nadal, J., Moreno-García, M., Thomas, R., Anglada, J., Baucells, J., Martorell, C., Vilasis, D. (2014). *The role of the Egyptian Vulture (*Neophron percnopterus*) as a bone accumulator in cliff rock shelters: an analysis of modern bone nest assemblages from North-eastern Iberia*. *Journal of Archaeological Science*, 44: 76-90.

López-López, P., Benavent-Corai, J., García-Ripollés, C., Urios, V. (2013). *Scavengers on the Move: Behavioural Changes in Foraging Search Patterns during the Annual Cycle*. *PLoS ONE* 8(1): e54352.

López-López, P., García-Ripollés, C., Aguilar, J. M., García-López, F., Verdejo, J. (2006). *Modelling breeding habitat preferences of Bonelli's eagle (*Hieraetus fasciatus*) in relation to topography, disturbance, climate and land use at different spatial scales*. *Journal of Ornithology*, 147: 97-106.

López-López, P., García-Ripollés, C., Soutullo, A., Cadahía, L., Urios, V. (2007). *Are important bird areas and special protected areas enough for conservation?: the case of Bonelli's Eagle in a Mediterranean area*. *Biodiversity Conservation*, 16: 3755-3780.

López-López, P., García-Ripollés, C., Urios, V. (2014a). *Individual repeatability in timing and spatial flexibility of migration routes of trans-Saharan migratory raptors*. *Current Zoology*, 60(5): 642-652.

López-López, P., García-Ripollés, C., Urios, V. (2014b). *Food predictability determines space use of endangered vultures: implications for management of supplementary feeding*. *Ecological Applications*, 24(5): 938-949.

Manlik, O. (2019). *The importance of reproduction for the conservation of slow-growing animal populations*. En: Comizzoli, P., Brown, J.L., Holt, W.V. (Eds). *Reproductive Sciences in Animal Conservation, 2nd Edition*, pp. 13-39. SpringerLink. 567 págs.

MAPA. (2020). *Anuario de estadística 2020. Estadísticas agrarias y alimentación. Efectivos y producciones ganaderas. Efectivos Ganaderos*, pp. 1007-1147. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid. 856 págs. <https://www.mapa.gob.es/es/estadistica/temas/publicaciones/anuario-de-estadistica/2020/default.aspx?parte=3&capitulo=08&grupo=1&seccion=6> [Consulta: 5 de Octubre de 2022]

Marchowski, D., Ławicki, Ł., Fox, A. D., Nielsen, R. D., Petersen, I. K., Hornman, M., Nilsson, L., Haas, F., Wahl, J., Kieckbusch, J., Nehls, H. W., Calbrade, N., Hearn, R., Meissner, W., Fitzgerald, N., Luigujoe, L., Zenatello, M., Gaudard, C., Koschinski, S. (2020). *Effectiveness of the European Natura 2000 network to sustain a specialist wintering waterbird population in the face of climate change*. *Scientific reports*, 10: 20286.

- Margalida, A.** (2012). *Baits, budget cuts: A deadly mix*. *Science*, 338(6104): 192.
- Margalida, A., Benítez, J. R., Sánchez-Zapata, J. A., Ávila, E., Arenas, R., Donázar, J. A.** (2012). *Long-term relationship between diet breadth and breeding success in a declining population of Egyptian Vultures *Neophron percnopterus**. *Ibis*, 154: 184-188.
- Margalida, A., Bertran, J.** (2000). *Breeding behaviour of the Bearded Vulture *Gypaetus barbatus*: minimal sexual differences in parental activities*. *Ibis*, 142: 225-234.
- Margalida, A., Boudet, J.** (2003). *Dynamics and temporal variation in age structure at a communal roost of Egyptian Vultures (*Neophron percnopterus*) in Northeastern Spain*. *Journal of Raptor Research*, 37(3):252-256.
- Margalida, A., García, D., Cortés-Avizanda, A.** (2007). *Factors influencing the breeding density of Bearded Vultures, Egyptian Vultures and Eurasian Griffon Vultures in Catalonia (NE Spain): management implications*. *Animal Biodiversity and Conservation*, 30(2): 189-199.
- Margules, C. R., Pressey, R.L.** (2000). *Systematic conservation planning*. *Nature*, 405: 243-253.
- Márquez, A. L., Real, R., Olivero, J., Estrada, A.** (2011). *Combining climate with other influential factors for modelling climate change impact on species distribution*. *Climatic Change*, 108: 135-157.
- Martín, B., Onrubia, A., de la Cruz, A., Ferrer, M.** (2016). *Trends of autumn counts at Iberian migration bottlenecks as a tool for monitoring continental populations of soaring birds in Europe*. *Biodiversity Conservation*, 25: 295-309.
- Martínez, F., Blanco, G.** (2002). *Use of alternative nests for clutch replacement in the Egyptian Vulture *Neophron percnopterus**. *Ardeola*, 49(2): 297-299.
- Martínez, J. A., López, G., Falcó, F., Campo, A., De la Vega, A.** (1999). *Hábitat de caza y nidificación del Aguilucho Cenizo en el Parque Natural de la Mata-Torrevieja (Alicante, SE de España): efectos de la estructura de la vegetación y de la densidad de presas*. *Ardeola*, 46: 205-212.
- Martínez, J. A., Serrano, D., Zuberogoitia, I.** (2003). *Predictive models of habitat preferences for the Eurasian eagle owl *Bubo bubo*: a multiscale approach*. *Ecography*, 26: 21-28.
- Martínez, J. E., Pagán, I. Calvo, J. F.** (2006). *Factors influencing territorial occupancy and reproductive output in the Booted Eagle *Hieraetus pennatus**. *Ibis*, 148: 807-819.
- Martínez-Miranzo, B., Banda, E. I., Aguirre, J. I.** (2016). *Multiscale analysis of habitat selection by Bonelli's eagle (*Aquila fasciata*) in NE Spain*. *European Journal of Wildlife Research*, 62: 673-679.

Mateo, P., Olea, P. P. (2007). *Egyptian Vultures (Neophron percnopterus) attack Golden Eagles (Aquila chrysaetos) to defend their fledgling.* Journal of Raptor Research, 41(4): 339-340.

Mateo-Tomás, P., Olea, P. (2015). *Livestock-driven land use change to model species distributions: Egyptian vulture as a case study.* Ecological Indicators, 57: 331-340.

Mateo-Tomás, P., Olea, P. P., Fombellida, I. (2010). *Status of the Endangered Egyptian vulture Neophron percnopterus in the Cantabrian Mountains, Spain, and assessment of threats.* Oryx, 44(3): 434-440.

Mateo-Tomás, P., Olea, P. P. (2009). *Combining scales in habitat models to improve conservation planning in an endangered vulture.* Acta Oecologica, 35: 489-498.

Mazaris, A. D., Papanikolaou, A. D., Barbet-Massin, M., Kallimanis, A. S., Jiguet, F., Schmeller, D. S., Pantis, J. D. (2013). *Evaluating the Connectivity of a Protected Areas' Network under the Prism of Global Change: The Efficiency of the European Natura 2000 Network for Four Birds of Prey.* PLoS ONE, 8(3): e59640

Mccabe, J. D., Clare, J. D., Miller, T. A., Katzner, T. E., Cooper, J., Somershoe, S., Hanni, D., Kelly, C. A., Sargent, R., Soehren, E. C., Threadgill, C., Maddox, M., Stober, J., Martell, M., Salo, T., Berry, A., Lanzone, M. J., Braham, M. A., McClure, C. J. W. (2021). *Resource selection functions based on hierarchical generalized additive models provide new insights into individual animal variation and species distributions.* Ecography, 44: 1-13.

McGrady, M. J., Grant, J. R., Bainbridge, I. P., McLeod, D. R. A. (2002). *A model of Golden eagle (Aquila chrysaetos) ranging behaviour.* Journal of Raptor Research, 36(Suppl.): 62-69.

McLean, M., Mouillot, D., Maureaud, A.A., Hattab, T., MachNeil, M.A., Goberville, E., Lindergren, M., Engelhard, G., Pinsky, M., Auber, A. (2021). *Disentangling tropicalization and deborealization in marine ecosystems under climate change.* Current Biology, 31: 4817-4823.

Mearns, R., Newton I. (1988). *Factors affecting breeding success of peregrines in south Scotland.* Journal of Animal Ecology, 57: 903-916.

Mendelssohn, H., Leshem, Y. (1983). *Observations on reproduction and growth of Old World Vultures.* En: Wilbur, S. R., Jackson, J. A. (Eds.). *Vulture biology and management*, pp. 214-241. University of California Press. Berkeley.

Meyburg, B. U., Gallardo, M., Meyburg, C., Dimitrova, E. (2004). *Migrations and sojourn in Africa of Egyptian vultures (Neophron percnopterus) tracked by satellite.* Journal of Ornithology, 145: 273-280.

Milchev, B., Georgiev, V. (2014). *Extinction of the globally endangered Egyptian vulture Neophron percnopterus breeding in SE Bulgaria.* North-Western Journal of Zoology, 10(2): 266-272.

MIMAM. (2006). *Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático 2006-2020*. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid. 59 págs.

Mishra, S., Kumar, A., Kanaujia, A. (2017). Nest material selection by Egyptian vulture *Neophron percnopterus*. *Journal of Entomology and Zoological Studies* 5: 1649-1655.

Mishra, S., Kumar, A., Kanaujia, A. (2018). A preliminary study on nest site selection by Egyptian vultures in Uttar Pradesh, India. *Biological Forum - An International Journal*, 10: 90-95.

MITECO. (2012). *Riqueza de especies. Inventario Español de Especies Terrestres: Malla 10 x 10 km*. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.

MITECO. (2020). *Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático 2021-2030*. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, Madrid. 246 págs.

MITECO. (2021). *Banco de Datos de la Naturaleza*. <https://www.miteco.gob.es> [Consulta: 02 de marzo de 2021]

Molina, B. (2003). *Cuervo, Corvus corax*. En: Martí, R., Del Moral, J. C. (Eds.). *Atlas de las aves reproductoras de España*, pp. 554-555. Dirección General de Conservación de la naturaleza-Sociedad Española de Ornitología, Madrid. 733 págs.

Molles, M. C. (2016). *Ecology. Concepts and Applications, 7th Edition*. Mc Graw Hill Education, New York. 592 págs

Morales-Reyes, Z., Pérez-García, J.M., Moleón, M., Botella, F., Carrete, M., Lazcano, C., Moreno-Opo, R., Margalida, A., Donázar, J. A., Sánchez-Zapata, J. A. (2015). *Supplanting ecosystem services provided by scavengers raises greenhouse gas emissions*. *Scientific Reports*, 5: 7811.

Morán, R., Sánchez-Guzmán, J.M., Costillo, E., Villegas, A. (2007). El buitre negro en masas de monte mediterráneo. En: Moreno-Opo, R., Guil, F. (Coords.). *Manual de gestión del hábitat y de las poblaciones de buitre negro en España*, pp. 90-95. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid. 404 págs.

Morán-López, R., Sánchez Guzmán, J. M., Costillo Borrego, E., Villegas Sánchez, A. (2006). *Nest-site selection of endangered cinereous vulture (Aegypius monachus) populations affected by anthropogenic disturbance: Present and future conservation implications*. *Animal Conservation*, 9: 29-37.

Morant, J. (2022). *Behavioural ecology and conservation of the Egyptian Vulture in human-dominated landscapes: insights from long-term monitoring and movement ecology*. Tesis Doctoral. Universidad del País Vasco, Vizcaya. 313 págs

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*. *Scientific Reports*, 10:17690.

Morant, J., López-López, P., Zuberogoitia, I. (2019). *Parental investment asymmetries of a globally endangered scavenger: unravelling the role of gender, weather conditions and stage of the nesting cycle*. *Bird Study*, 66(3): 329-341.

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*. *Animal Conservation*, 21(6): 465-473.

Moreno-Opo, R., Trujillano, A., Arredondo, Á., González, L. M., Margalida, A. (2015a). *Manipulating size, amount and appearance of food inputs to optimize supplementary feeding programs for European vultures*. *Biological Conservation*, 181: 27-35.

Moreno-Opo, R., Trujillano, A., Margalida, A. (2015b). *Optimization of supplementary feeding programs for European vultures depends on environmental and management factors*. *Ecosphere*, 6(7): 127.

Moreno-Opo, R., Trujillano, A., Margalida, A. (2020). *Larger size and older age confer competitive advantage: dominance hierarchy within European vulture guild*. *Scientific Reports*, 10: 2430.

Morrison, M. L., Marcot, B. G., Mannan, R. W. (1998). *Wildlife-habitat relationships. Concepts and applications*. University of Wisconsin Press, Madison.

Mosher, J. A., Titus, K., Fuller, M. R. (1987). *Habitat sampling, measurement and evaluation*. En: Pendleton, B. A. G., Millsap, B. A., Cline, K. W., Bird, D. M. (Eds). *Raptor management techniques manual*, pp. 81-97. National Wildlife Federation, Washington. D.C.

Mosher, J. A., White, C. M. (1976). *Directional exposure of Golden Eagle nests*. *Canadian Field-Naturalist*, 90: 356-359.

Muñoz, A. R., Real, R. (2006). *Assessing the potential range expansion of the exotic monk parakeet in Spain*. *Diversity and Distributions*, 12: 656-665.

Muñoz, A. R., Real, R., Barbosa, A. M., Vargas, J. M. (2005). *Modelling the distribution of Bonelli's eagle in Spain: implications for conservation planning*. *Diversity and Distributions*, 11: 477-486.

Negro, J. J., Grande, J. M., Tella, J. L., Garrido, J., Hornero, D., Donázar, J. A., Sánchez-Zapata, J. A., Benítez, J. R., Barcell, M. (2002). *An unusual source of essential carotenoids. A yellow-faced vulture includes ungulate faeces in its diet for cosmetic purposes*. *Nature*, 416(6883): 807-808.

- Newton, I.** (1979). *Population ecology of raptors*. T & A.D. Poyser, Berkhamsted. 399 págs.
- Newton, I.** (1994). *The role of nest sites in limiting the numbers of hole-nesting birds: a review*. *Biological Conservation*, 70(3):265–276.
- Noval, A.** (1975). *Aves de presa (Fauna Ibérica)*. Ediciones Naranco, Oviedo. 378 págs.
- Oaks, J. L.,** Gilbert, M., Virani, M. Z., Watson, R. T., Meteyer, C. U., Rideout, B. A., Shivaprasad, H. L., Ahmed, S., Chaudhry, M. J. I., Arshad, M., Mahmood, S., Ali, A., Khan, A. A. (2004). *Diclofenac residues as the cause of vulture population decline in Pakistan*. *Nature*, 427: 630e633.
- Oaks, J. L., Watson, R. T.** (2011). *South Asian vultures in Crisis: environmental Contamination with a pharmaceutical*. En: Elliot, J. E., Bishop, C. A., Morrisey, C. A. (Eds.). *Wildlife Ecotoxicology*. Springer New York, Oak Ridge, 413e439.
- Ogada, D. L., Keesing, F., Virani, M. Z.** (2012). *Dropping dead: causes and consequences of vulture population declines worldwide*. *Annals of The New York Academy of Sciences*, 1249: 57-71.
- Ogada, D., Shaw, P., Beyers, R. L., Buij, R., Murn, C., Thiollay, J. M., Beale, C. M., Holdo, R. M., Pomeroy, D., Baker, N., Krüger, S. C., Botha, A., Virani, M. Z., Monadjem, A., Sinclair, A. R. E.** (2016). *Another Continental Vulture Crisis: Africa's Vultures Collapsing toward Extinction*. *Conservation Letters*, 9(2): 89-97.
- Oppel, S., Arkumarev, V., Bakari, S., Dobrev, V., Saravia-Mullin, V., Adefolu, S., Sözüer, L. A., Apeverga, P. T., Arslan, Ş., Barshep, Y., Bino, T., Bounas, A., Çetin, T., Dayyoub, M., Dobrev, D., et al.** (2021). *Major threats to a migratory raptor vary geographically along the eastern Mediterranean flyway*. *Biological Conservation*, 262: 109277.
- Oppel, S., Dobrev, V., Arkumarev, V., Saravia, V., Bounas, A., Kret, E., Velevski, M., Stoychev, S., Nikolov, S. C.** (2015). *High juvenile mortality during migration in a declining population of a long-distance migratory raptor*. *Ibis*, 157: 545-557.
- Oppel, S., Dobrev, V., Arkumarev, V., Saravia, V., Bounas, A., Manolopoulos, A., Kret, E., Velevski, M., Popgeorgiev, G.S., Nikolov, S.C.** (2017). *Landscape factors affecting territory occupancy and breeding success of Egyptian Vultures on the Balkan Peninsula*. *Journal of Ornithology*, 158: 443-457.
- Orellana-Macías, J. M., Bautista, L. M., Merchán, D., Causapé, J., Alonso, J. C.** (2020). *Shifts in crane migration phenology associated with climate change in southwestern Europe*. *Avian Conservation and Ecology*, 15(1): 16.
- Orians, G., Wittenberger, J.** (1991). *Spatial and temporal scales in habitat selection*. *The American Naturalist*, 137: 29-49.

Ortiz-Santaliestra, M. E., Tauler-Ametller, H., Lacorte, S., Hernández-Matías, A., Real, J., Mateo, R. (2019). *Accumulation of pollutants in nestlings of an endangered avian scavenger related to territory urbanization and physiological biomarkers*. *Environmental Pollution*, 252: 1801-1809.

Palacios, C. J. (2000). *Decline of the Egyptian vulture (Neophron percnopterus) in the Canary Islands*. *Journal of Raptor Research*, 34(1): 61.

Palacios, C. J. (2004). *Alimoche Canario, Neophron percnopterus majorensis*. En: Madroño, A., González, C., Atienza, J.C (Eds.) *Libro Rojo de las Aves de España*, pp. 131-134. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife, Madrid. 452 págs.

Pannucio, M., Martín, B., Morganti, M., Onrubia, A., Ferrer, M. (2016). *Long-term changes in autumn migration dates at the Strait of Gibraltar reflect population trends of soaring birds*. *Ibis*, 159: 55-65.

Panthi, S., Pariyar, S., Low, M. (2021). *Factors influencing the global distribution of the endangered Egyptian vulture*. *Scientific Reports*, 11: 21901.

Panuccio, M., Martín, B., Morganti, M., Onrubia, A., Ferrer, M. (2016). *Long-term changes in autumn migration dates at the Strait of Gibraltar reflect population trends of soaring birds*. *Ibis*, 159: 55-65.

Parmesan, C. (2006). *Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change*. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 37: 637-669.

Pavón-Jordán, D., Abdou, W., Azafzaf, H., Balaž, M., Bino, T., Borg, J.J., Božič, L., Butchart, S.H.M., Clausen, P., Sniuksta, L., Dakki, M., Devos, K., Domsa, C., Encarnação, V., Etayeb, K., et al. (2020). *Positive impacts of important bird and biodiversity areas on wintering waterbirds under changing temperatures throughout Europe and North Africa*. *Biological Conservation*, 246: 108549.

Perea, J. L., Morales, M., Velasco, J. (1990). *El Alimoche (Neophron percnopterus) en España. Población, distribución, problemática y conservación*. ICONA, Madrid. 63 págs.

Pérez-Bote, J. L. (2020). *Introducción a la estadística circular*. Universidad de Extremadura, Cáceres. 159 págs.

Perona, A. M., Urios, V., López-López, P. (2019). *Holidays? Not for all. Eagles have larger home ranges on holidays as a consequence of human disturbance*. *Biological Conservation*, 231: 59-66.

Peterson, A. T., Soberón, J. (2012). *Species distribution modelling and ecological niche modeling: getting the concepts right*. *Natureza & Conservação*, 10(2): 102-107.

- Phipps, W. L., López-López, P., Buechley, E. R., Opper, S., Álvarez, E., Arkumarev, V., Bekmansurov, R., Berger-Tal, O., Bermejo, A., Bounas, A., Carbonell-Alanís, I., de la Puente, J., Dobrev, V., Duriez, O., Efrat, R., et al.** (2019). *Spatial and Temporal Variability in Migration of a Soaring Raptor Across Three Continents*. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 7: 323.
- Pimm, S. L., Diamond, J., Reed, T. M., Russell, G. J., Verner, J.** (1993). *Times to extinction for small populations of large birds*. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 90(22): 10871-10875.
- Pimm, S. L., Jones, J. L., Diamond, J.** (1988). *On the risk of extinction*. *American Naturalist*, 132(6): 757-785.
- Pitarch, A., Gil, C., Blanco, G.** (2017). *Oral mycoses in avian scavengers exposed to antibiotics from livestock farming*. *Science of Total Environment*, 605: 139e146
- Possingham, H. P., Andelman, S. J., Burgman, M. A., Medellín, R. A., Master, L. L., Keith, D. A.** (2002). *Limits to the use of threatened species lists*. *Trends in Ecology & Evolution*, 17(11): 503-507.
- Prieta, J.** (2022). *Aves de Extremadura*. <http://aves-extremadura.blogspot.com/> [Consulta: 05 de diciembre de 2022].
- Pulido-Pastor, A., Márquez, A. L., García-Barros, E., Real, R.** (2018). *Identification of potential source and sink areas for butterflies on the Iberian Peninsula*. *Insect Conservation and Diversity*, 11: 479-492.
- Quintana, F., Uhart, M. M., Gallo, L., Mattera, M. B., Rimondi, A., Gómez-Laich, A.** (2022). *Heat-related massive chick mortality in an Imperial Cormorant *Leucocarbo atriceps* colony from Patagonia, Argentina*. *Polar Biology*, 45: 275-284.
- Ramírez, J., Roldan, J., De la Riva, M., Donázar, J. A.** (2016). *Long-term occupancy (1900-2015) of an Egyptian Vulture nest*. *Journal of Raptor Research*, 50(3): 315-317.
- Real, R., Barbosa, A. M., Vargas, J. M.** (2006). *Obtaining environmental favourability functions from logistic regression*. *Environmental and Ecological Statistics*, 13: 237-245.
- Real, R., Márquez, A. L., Olivero, J., Estrada, A.** (2010). *Species distribution models in climate change scenarios are not useful yet for informing emission policy planning: an uncertainty assessment using fuzzy logic*. *Ecography*, 33: 304-314.
- Renaudin, N., Pambour, B., Cistac, L., D'Andurain, P., Leautet, B., Popelard, J. B.** (1984). *Suivi d'une aire de Vautour percnoptère *Neophron percnopterus* en Provence*. *Bull. C.R.O.P.*, 6: 42-49.

Rial-Berriel, C., Acosta-Dacal, A., Zumbado, M., Henríquez-Hernández, L. A., Rodríguez-Hernández, Á., Macías-Montes, A., Boada, L. D., Travieso-Aja, M. M., Martín-Cruz, B., Suárez-Pérez, A., Cabrera-Pérez, M. A., Luzardo, O. P. (2021). *Epidemiology of Animal Poisonings in the Canary Islands (Spain) during the Period 2014–2021*. *Toxics*, 9: 267.

Rodenhouse, N. L., Sherry, T. W., Holmes, R. T. (1997). *Site-dependent regulation of population size: a new synthesis*. *Ecology*, 78: 2025–2042.

Rodrigues, A. S. L., Pilgrim, J. D., Lamoreux, J. F., Hoffmann, M., Brooks, T. M. (2006). *The value of the IUCN Red List for conservation*. *Trends in Ecology & Evolution*, 21: 71–76.

Rodríguez, B., Rodríguez, A., Siverio, F., Siverio, M. (2018). *Factors affecting the spatial distribution and breeding habitat of an insular cliff-nesting raptor community*. *Current Zoology*, 64(2): 173–181.

Rodríguez, P. G., Polo, M. E., Cuartero, A., Felicísimo, Á. M., Ruiz-Cuetos, J. C. (2014). *VecStatGraphs2D, A Tool for the Analysis of Two-Dimensional Vector Data: An Example Using QuikSCAT Ocean Winds*. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters*, 11: 921–925.

Rodríguez-Domínguez, M. A., Molina-Borja, M. (1998). *Reproduction of the Endangered Hierro Giant Lizard Gallotia simonyi machadoi*. *Journal of Herpetology*, 32(4): 489–504.

Rodríguez-Jiménez, F. L., Balcells, E. (1968). *Notas biológicas sobre el alimoche, Neophron percnopterus, en el alto Aragón*. *Publicaciones del Centro Pirenaico de Biología Experimental*, 2: 159–187.

Rojas, A. B., Cotilla, I., Real, R., Palomo, L. J. (2001). *Determinación de las áreas probables de distribución de los mamíferos terrestres en la provincia de Málaga a partir de las presencias conocidas*. *Galemys*, 13(NE):217–229.

Romero, D., Olivero, J., Real, R., Guerrero, J. C. (2019). *Applying fuzzy logic to assess the biogeographical risk of dengue in South America*. *Parasites & Vectors*, 12: 428.

Rosenzweig, M. L. (1991). *Habitat selection and population interactions: the search for mechanism*. *American Naturalist*, 137: S5–S28.

Rosenzweig, M. L. (1995). *Species diversity in space and time*. Cambridge University Press, Cambridge. 460 págs.

Rosso, A., Aragón, P., Acevedo, F., Doadrio, I., García-Barros, E., Lobo, J. M., Munguira, M. L., Monserrat, V. J., Palomo, J., Pleguezuelos, J. M., Romo, H., Triviño, V., Sánchez-Fernández, D. (2018). *Effectiveness of the Natura 2000 network in protecting Iberian endemic fauna*. *Animal Conservation*, 21(3): 262–271.

Salvador, A. (2016). *Buitre leonado – Gyps fulvus*. En: Salvador, A., Morales, M. B. (Eds.). *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/> [Consulta: 11 de mayo de 2021].

Sánchez, A., Rodríguez, A. (1994). *Programa de control y seguimiento de poblaciones faunísticas. Primavera, 1993*. Consejería de Obras Públicas, Urbanismo y Medio Ambiente. Junta de Extremadura.

Sánchez, H., Mayordomo, S., Prieta, J., Cardalliaguet, M. (2020). *Aves de Extremadura, volumen 6, 2015-2019*. SEO/BirdLife, 255 págs.

Sánchez-Zapata, J. A., Calvo, J. F. (1999). *Raptor distribution in relation to landscape composition in semi-arid Mediterranean habitats*. *Journal of Applied Ecology*, 36: 245-262.

Sanchis-Serra, A., Real-Margalef, C., Morales-Pérez, J. V., Pérez-Ripoll, M., Tormo-Cuñat, C., Carrión-Marco, Y., Pérez-Jordá, G., Ribera-Gómez, A., Bolufer-Marqués, J., Villaverde-Bonilla, V. (2014). *Towards the identification of a new taphonomic agent: An analysis of bone accumulations obtained from modern Egyptian vulture (Neophron percnopterus) nests*. *Quaternary International*, 330: 136-149.

Sanz-Aguilar, A., Cortés-Avizanda, A., Serrano, D., Blanco, G., Ceballos, O., Grande, J. M., Tella, J. L., Donázar, J. A. (2017). *Sex- and age dependent patterns of survival and breeding success in a long-lived endangered avian scavenger*. *Scientific Reports*, 7: 40204.

Sanz-Aguilar, A., De Pablo, F., Donázar, J. A. (2015). *Age-dependent survival of island vs. mainland populations of two avian scavengers: delving into migration costs*. *Oecologia*, 179: 405-414.

Sarà, M., Di Vittorio, M. (2003). *Factors influencing the distribution, abundance and nest-site selection of an endangered Egyptian vulture (Neophron percnopterus) population in Sicily*. *Animal Conservation*, 6: 317-328.

Saravia, V., Kret, E., Dobrev, V., Nikolov S. C. (2016). *Assessment of mortality causes for the Egyptian Vulture (Neophron percnopterus) in Bulgaria and Greece (1997-2015)*. Fact sheet under action A1 of the LIFE+ Project "The Return of the Neophron" (LIFE10 NAT/BG/000152). HOS, Athens. 6 págs.

Scott, J. M., Davis, F. W., McGhie, R. G., Wright, R. G., Groves, C., Estes, J. (2001). *Nature reserves: Do they capture the full range of America's biological diversity?* *Ecological Applications*, 11: 999-1007.

Selås, V. (1997). *Nest-site selection by four sympatric forest raptors in southern Norway*. *Journal of Raptor Research*, 31: 16-25.

Şen, B., Tavares, J. P., Can Bilgin, C. (2017). Nest site selection patterns of a local Egyptian Vulture *Neophron percnopterus* population in Turkey. *Bird Conservation International*, 4(27): 568–581.

Sergio, F., Marchesi, L., Pedrini, P. (2004). Integrating individual habitat choices and regional distribution of a biodiversity indicator and top predator. *Journal of Biogeography*, 31: 619–628.

Sergio, F., Pedrini, P., Marchesi, L. (2003). Adaptive selection of foraging and nesting habitat by Black kites (*Milvus migrans*) and its implications for conservation: a multi-scale approach. *Biological Conservation*, 112: 351–362.

Serrano, D., Cortés-Avizanda, A., Zuberogoitia, I., Blanco, G., Benítez, J. R., Ponchon, C., Grande, J. M., Ceballos, O., Morant, J., Arrondo, E., Zabala, J., Montelío, E., Ávila, E., González, J. L., Arroyo, B., Frías, O., Kobierzycki, E., Arenas, R., Tella, J. L., Donázar, J. A. (2021). Phenotypic and environmental correlates of natal dispersal in a long-lived territorial vulture. *Scientific Reports*, 11: 5424.

Sheridan, J. A., Bickford, D. (2011). Shrinking body size as an ecological response to climate change. *Nature Climate Change*, 1: 401–406.

Silverman, B. W. (1986). *Density estimation for statistics and data analysis*. En: Chapman & Hall (Eds). *Monographs on Statistics and Applied Probability*. London, United Kingdom.

SITEX. (2021). Sistema de Información Territorial de Extremadura. <http://sitex.gobex.es> [Consulta: 02 de marzo de 2021]

Smith, T. M., Smith, R. L. (2006). *Ecología. 6ª Edición*. Pearson Education S.A., Madrid. 776 págs.

Songsasen, N., Converse, S. J., Brown, M. (2019). Reproduction and reproductive Strategies relevant to Management of Whooping Cranes Ex Situ. En: French, J. B., Converse, S. J., Austin, J.E., Delap, J. H. (Eds). *Whooping Crane: Biology and Conservation*, pp. 373–387. Academic Press, Londres. 520 págs.

Soulé, M. E., Bolger, D. T., Alberts, A. C., Wright, J., Sorice, M., Hill, S. (1988). Reconstructed dynamics of rapid extinctions of chaparral-requiring birds in urban habitat islands. *Conservation Biology*, 2: 75–92.

Sovada, M. A., Igl, L. D., Pietz, P. J., Bartos, A. J. (2014). Influence of Climate Change on Productivity of American White Pelicans, *Pelecanus erythrorhynchos*. *PLoS ONE*, 9(1): e83430.

Spooner, F. E. B., Pearson, R. G., Freeman, R. (2018). Rapid warming is associated with population decline among terrestrial birds and mammals globally. *Global Change Biology*, 24(10): 4521–4531.

Stern, S. J. (1998). *Field studies of large mobile organisms: scale, movement, and habitat utilization*. En: Peterson, D. L., Parker, V. T. (Eds). *Ecological scale: theory and applications*, pp. 289–307. Columbia University Press, New York. 608 págs.

Stoyanova, Y., Stefanov, N., Donázar, J. A., Schmutz, J. K. (2010). *Twig used as a tool by the Egyptian Vulture (Neophron percnopterus)*. *Journal of Raptor Research*, 44(2): 154–156.

Sung, Y. H., Hau, B. C. H., Karraker, N. E. (2014). *Reproduction of endangered Big-headed Turtle, Platysternon megacephalum (Reptilia: Testudines: Platysternidae)*. *Acta Herpetologica*, 9(2):243–247.

Sutherland, W. J. (1996). *From individual behaviour to population ecology*. Oxford University Press, Oxford. 224 págs.

Sutherland, W. J., Norris, K. (2002). *Behavioural models of population growth rates: implications for conservation and prediction*. *Philosophical Transactions of The Royal Society B*, 357: 1273–1284.

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*. *Biodiversity and Conservation*, 16: 3559–3574.

Tauler-Ametller, H., Hernández-Matías, A., Pretus, J. L. L., Real, R. (2017). *Landfills determine the distribution of an expanding breeding population of the endangered Egyptian Vulture *Neophron percnopterus**. *Ibis*, 159(4): 757–768.

Tauler-Ametller, H., Pretus, J. L., Hernández-Matías, A., Ortiz-Santaliestra, M. E., Mateo, R., Real, J. (2019). *Domestic waste disposal sites secure food availability but diminish plasma antioxidants in Egyptian vulture*. *Science of the Total Environment*, 650: 1382–1391.

Tella, J. L. (1991). *Estudio preliminar de la alimentación del alimoche (*Neophron percnopterus*) en el valle medio del Ebro*. *Actas I Congreso Internacional sobre Aves Carroñeras*: 69–74. Aedenat-Coda. ICONA, Madrid.

Tella, J. L. (1993). *Polyandrus trios in a population of Egyptian Vultures (*Neophron percnopterus*)*. *Journal of Raptor Research*, 27(2): 119–120.

Telleria, J. L. (2009). *Wind power plants and the conservation of birds and bats in Spain: a geographical assessment*. *Biodiversity Conservation*, 18: 1781–1791.

Terrasse, J. F., Terrasse, M., Boundoint, Y. (1961). *Observations sur la reproduction du vautour fauve, du percnoptère et du Gypaète barbu dans las Basses-Pyrénées*. *Alauda*, 29:1–24.

Thouless, C. R., Fanshawe, J. H., Bertram, B. C. R. (1989). *Egyptian Vultures Neophron percnopterus and Ostrich Struthio camelus eggs: the origins of stone-throwing behaviour*. Ibis, 131: 9-15.

Tucker, G. M., Heath, M. F. (1994). *Birds in Europe: their conservation status*. BirdLife International (Conservation Series No. 3), Cambridge.

UICN. (2008). *Áreas protegidas*. Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza. <https://www.iucn.org/es/node/236> [Consulta: 15 de Enero de 2022].

UICN. (2012a). *Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN: Versión 3.1. 2ª Edición*. Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN. Gland y Cambridge. 42 págs. <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/RL-2001-001-2nd-Es.pdf> [Consulta: 28 de Julio de 2021].

UICN. (2012b). *Directrices para el uso de los Criterios de la Lista Roja de la UICN a nivel regional y nacional: Versión 4.0*. Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN. Gland y Cambridge. 48 págs. <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/RL-2012-002-Es.pdf> [Consulta: 28 de Julio de 2021].

UICN. (2019). *Directrices de uso de las Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN. Versión 14*. Comité de Estándares y Peticiones. 128 págs. <https://www.iucnredlist.org/es/resources/redlistguidelines>. [Consulta: 15 de Enero de 2022].

UICN. (2021). *The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-2*. <https://www.iucnredlist.org> [Consulta: 24 de Noviembre de 2021].

Van de Pol, M., Vindenes, Y., Saether, B. E., Engen, S., Ens, B. J., Oosterbeek, K., Tinbergen, J. M. (2010). *Effects of climate change and variability on population dynamics in a long-lived shorebird*. Ecology, 91(4): 1192-1204.

Van Lawick-Goodall, J., Van Lawick-Goodall, H. (1966). *Use of Tools by the Egyptian vulture, Neophron percnopterus*. Journal of Raptor Research, 212: 1468-1469.

Van Overveld, T., García-Alfonso, M., Dingemanse, N. J., Bouten, W., Gangoso, L., De la Riva, M., Serrano, D., Donázar, J. A. (2018). *Food predictability and social status drive individual resource specializations in a territorial vulture*. Scientific Reports, 8: 15155.

Van Overveld, T., Gangoso, L., García-Alfonso, M., Bouten, W., de la Riva, M., Donázar, J. A. (2020). *Seasonal grouping dynamics in a territorial vulture: ecological drivers and social consequences*. Behavioral Ecology and Sociobiology, 74: 28.

Velevski, M., Nikolov, S. C., Hallmann, B., Dobrev, V., Sidiropoulos, L., Saravia, V., Tsiakiris, R., Arkumarev, V., Galanaki, A., Kominos, T., Stara, K., Kret, E., Grubač, B., Lisičanec, E.,

Kastritis, T., Vavylis, D., Topi, M., Hoxha, B., Opper, S. (2015). *Population decline and range contraction of the Egyptian Vulture *Neophron percnopterus* on the Balkan Peninsula*. Bird Conservation International, 25: 440-450.

Ventura, F., Granadeiro, J. P., Lukacs, P. M., Kuepfer, A., Catry, P. (2021). *Environmental variability directly affects the prevalence of divorce in monogamous albatrosses*. Proceedings of the Royal Society B, 288: 20212112.

Vidal-Mateo, J., Benavent-Coral, J., López-López, P., García-Ripollés, C., Mellone, U., De la Puente, J., Bermejo, A., Urios, V. (2022). *Search Foraging Strategies of Migratory Raptors Under Different Environmental Conditions*. Frontiers in Ecology and Evolution, 10: 666238.

Villafuerte, R., Viñuela, J., Blanco, J. C. (1998). *Extensive predator persecution caused by population crash in a game species: the case of the red kites and rabbits in Spain*. Biological Conservation, 84: 181-189.

Vulture Conservation Foundation. (2016). *The Egyptian vulture in France: 88 pairs, but a very bad breeding year*. <https://4vultures.org/blog/the-egyptian-vulture-in-france-88-pairs-but-a-very-bad-breeding-year/> [Consulta: 01 de julio de 2022]

Watson, J. E. M., Dudley, N., Segan, D.B., Hockings, M. (2014). *The performance and potential of protected areas*. Nature, 515: 67-73.

Weathers, W. W. (1985). *Energy costs of incubation in the canary*. Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology, 81: 411-413.

Westgate, M. J., Barton, P. S., Lane, P. W., Lindenmayer, D. B. (2014). *Global meta-analysis reveals low consistency of biodiversity congruence relationships*. Nature Communications, 5: 1-8.

Westrip, J.R.S., Benmammar Hasnaoui, H., Fellous-Djardini, A., Essetti, I., Saheb, M., Haitham, O., Buirzayqah, S., Riad, A., Noaman, M., Etayeb, K., Cuzin, F., Bergier, P., Radi, M., Onrubia, A., Amezian, M. (2022). *Neophron percnopterus (Mediterranean assessment)*. The IUCN Red List of Threatened Species 2022: e.T22695180A210524057. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2022.1.RLTS.T22695180A210524057.en>. [Consulta: 12 de diciembre de 2022]

Wiens, J. J. (2011). *The niche, biogeography and species interactions*. Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences, 366: 2336-2350.

Williams, J. B. (1993). *Energetics of incubation in free living Orange-breasted Sunbirds in South Africa*. The Condor, 95: 115-126.

Xirouchakis, S. M., Tsiakiris, R. (2009). *Status and population trends of vultures in Greece*. *Munibe suppl.*, 29: 155-171.

Xu, Y., Veerabhadran, R., Victor, D. G. (2018). *Global warming will happen faster than we think*. *Nature*, 564: 30-32.

Zuberogitia, I., Zabala, J., Martínez, J. A., Martínez, J. E., Azkona, A. (2008). *Effect of human activities on Egyptian vulture breeding success*. *Animal Conservation*, 11(4): 313-320.

Zuberogitia, I., Zabala, J., Martínez, J. E., González-Oreja, J. A., López-López, P. (2014). *Effective conservation measures to mitigate the impact of human disturbances on the endangered Egyptian vulture*. *Animal Conservation*, 17(5): 410-418

ANEXOS

ANEXO 1. RELACIÓN DE VARIABLES UTILIZADAS EN LOS MODELOS DE DISTRIBUCIÓN DEL ALIMOCHE A DIFERENTES ESCALAS

| TIPOLOGÍA | NOMBRE | DESCRIPCIÓN | DISTRIBUCIÓN | HÁBITAT | LUGAR NIDIF. |
|--------------|-----------|--|--------------|---------|--------------|
| TOPOGRÁFICAS | AltMax | Altitud máxima (m) ⁽¹⁾ | X | X | X |
| TOPOGRÁFICAS | AltMin | Altitud mínima (m) ⁽¹⁾ | X | X | X |
| TOPOGRÁFICAS | AltMed | Altitud media (m) ⁽¹⁾ | X | X | X |
| TOPOGRÁFICAS | AltRan | Diferencia altitudinal (m) ⁽¹⁾ | X | X | |
| TOPOGRÁFICAS | AlturaSup | Altura superior al nido | X | | X |
| TOPOGRÁFICAS | Alturalnf | Altura inferior al nido | X | | X |
| TOPOGRÁFICAS | Tri | Índice de rugosidad o irregularidad topográfica ⁽¹⁾ | X | X | X |
| TOPOGRÁFICAS | Slope | Pendiente media (grados) ⁽¹⁾ | X | X | X |
| TOPOGRÁFICAS | Oeste | % superficie con orientación al oeste (180º) ⁽¹⁾ | X | | |
| TOPOGRÁFICAS | Sur | % superficie con orientación al sur (180º) ⁽¹⁾ | X | | |
| TOPOGRÁFICAS | E | % superficie con orientación Este (45º) ⁽¹⁾ | | X | X |
| TOPOGRÁFICAS | N | % superficie con orientación Norte (45º) ⁽¹⁾ | | X | X |
| TOPOGRÁFICAS | NE | % superficie con orientación Noreste (45º) ⁽¹⁾ | | X | X |
| TOPOGRÁFICAS | NW | % superficie con orientación Noroeste (45º) ⁽¹⁾ | | X | X |
| TOPOGRÁFICAS | S | % superficie con orientación Sur (45º) ⁽¹⁾ | | X | X |
| TOPOGRÁFICAS | SE | % superficie con orientación Sureste (45º) ⁽¹⁾ | | X | X |
| TOPOGRÁFICAS | SW | % superficie con orientación Suroeste (45º) ⁽¹⁾ | | X | X |
| TOPOGRÁFICAS | W | % superficie con orientación Oeste (45º) ⁽¹⁾ | | X | X |
| ESPACIALES | La | Latitud (m) | X | | |
| ESPACIALES | Lo | Longitud (m) | X | | |
| ESPACIALES | La2 | Latitud al cuadrado (m) | X | | |
| ESPACIALES | Lo2 | Longitud al cuadrado (m) | X | | |
| ESPACIALES | LaLo | Variación relativa de la latitud por la longitud (m) | X | | |

| TIPOLOGÍA | NOMBRE | DESCRIPCIÓN | DISTRIBUCIÓN | HÁBITAT | LUGAR NIDIF. |
|------------|----------|---|--------------|---------|--------------|
| CLIMÁTICAS | Tmed | Temperatura media anual ($^{\circ}\text{C}\cdot 10$) ⁽²⁾ | X | X | |
| CLIMÁTICAS | Rmtd | Rango medio de temperaturas diurnas ($^{\circ}\text{C}\cdot 10$) ⁽²⁾ | X | X | |
| CLIMÁTICAS | Isot | Índice de variabilidad de la temperatura ($^{\circ}\text{C}\cdot 10$) ⁽²⁾ | X | X | |
| CLIMÁTICAS | Test | Estacionalidad de la temperatura ($^{\circ}\text{C}\cdot 10$) ⁽²⁾ | X | X | |
| CLIMÁTICAS | Tmax7 | Temperatura máxima del mes más cálido (Julio) ($^{\circ}\text{C}\cdot 10$) ⁽²⁾ | X | X | |
| CLIMÁTICAS | Tmax1 | Temperatura mínima del mes más frío (Enero) ($^{\circ}\text{C}\cdot 10$) ⁽²⁾ | X | X | |
| CLIMÁTICAS | Tran | Rango anual de temperatura ($^{\circ}\text{C}\cdot 10$) ⁽²⁾ | X | X | |
| CLIMÁTICAS | Ptot | Precipitación anual ($\text{mm}\cdot 10$) ⁽²⁾ | X | X | |
| CLIMÁTICAS | Pvar | Coefficiente de variación anual de la precipitación ($\text{mm}\cdot 10$) ⁽²⁾ | X | X | |
| CLIMÁTICAS | PPrim | Precipitación "primavera" (Enero a Julio) ($\text{mm}\cdot 10$) ⁽²⁾ | X | X | |
| CLIMÁTICAS | TAut | Temperatura media de otoño (sep-oct-nov) ($^{\circ}\text{C}\cdot 10$) ⁽²⁾ | X | X | |
| CLIMÁTICAS | TSpr | Temperatura media de primavera (mar-abr-may) ($^{\circ}\text{C}\cdot 10$) ⁽²⁾ | X | X | |
| CLIMÁTICAS | TSum | Temperatura media de verano (jun-jul-ago) ($^{\circ}\text{C}\cdot 10$) ⁽²⁾ | X | X | |
| CLIMÁTICAS | TWin | Temperatura media de invierno (dic-ene-feb) ($^{\circ}\text{C}\cdot 10$) ⁽²⁾ | X | X | |
| CLIMÁTICAS | PAut | Precipitación de otoño (sep-oct-nov) ($\text{mm}\cdot 10$) ⁽²⁾ | X | X | |
| CLIMÁTICAS | PSpr | Precipitación de primavera (mar-abr-may) ($\text{mm}\cdot 10$) ⁽²⁾ | X | X | |
| CLIMÁTICAS | PSum | Precipitación de verano (jun-jul-ago) ($\text{mm}\cdot 10$) ⁽²⁾ | X | X | |
| CLIMÁTICAS | PWin | Precipitación de invierno (dic-ene-feb) ($\text{mm}\cdot 10$) ⁽²⁾ | X | X | |
| CLIMÁTICAS | Pene | Precipitación de Enero ($\text{mm}\cdot 10$) ⁽²⁾ | X | X | |
| CLIMÁTICAS | Pjul | Precipitación de Julio ($\text{mm}\cdot 10$) ⁽²⁾ | X | X | |
| CLIMÁTICAS | RadSol | Radiación solar media ($\text{kJ m}^2 \text{ día}$) ⁽²⁾ | X | X | |
| CLIMÁTICAS | PDias | Número de días de lluvia al año ⁽³⁾ | X | X | |
| CLIMÁTICAS | Tabsmax1 | Temperatura máxima absoluta mes más frío ($^{\circ}\text{C}\cdot 10$) ⁽³⁾ | X | | |
| CLIMÁTICAS | Tabsmax7 | Temperatura máxima absoluta mes más cálido ($^{\circ}\text{C}\cdot 10$) ⁽³⁾ | X | | |
| CLIMÁTICAS | Tabsmin1 | Temperatura mínima absoluta mes más frío ($^{\circ}\text{C}\cdot 10$) ⁽³⁾ | X | | |

| TIPOLOGÍA | NOMBRE | DESCRIPCIÓN | DISTRIBUCIÓN | HÁBITAT | LUGAR NIDIF. |
|------------------|-----------|---|--------------|---------|--------------|
| CLIMÁTICAS | Tabsmin7 | Temperatura mínima absoluta mes más cálido (°C*10) ⁽³⁾ | X | | |
| CLIMÁTICAS | Frostday | Número de días de helada al año ⁽³⁾ | X | X | |
| CLIMÁTICAS | Rainmax1 | Máximo de precipitación en un día en Enero (mm*10) ⁽³⁾ | X | | |
| CLIMÁTICAS | Rainmax7 | Máximo de precipitación en un día en Julio (mm*10) ⁽³⁾ | X | | |
| CLIMÁTICAS | Rainday1 | Número medio de días con lluvia en Enero ⁽³⁾ | X | | |
| CLIMÁTICAS | Rainday7 | Número medio de días con lluvia en Julio ⁽³⁾ | X | | |
| ACTIVIDAD HUMANA | DenPobla | Densidad de población 2019 (hab/km2) ⁽⁴⁾ | X | X | |
| ACTIVIDAD HUMANA | DistPobla | Distancia euclídea mínima a un núcleo de población (m) ⁽⁵⁾ | X | X | |
| ACTIVIDAD HUMANA | NumPobla | Densidad de número de núcleos de población ⁽⁵⁾ | X | X | |
| ACTIVIDAD HUMANA | DistCarre | Distancia euclídea mínima a carreteras asfaltadas ⁽⁶⁾ | X | X | X |
| ACTIVIDAD HUMANA | LongCarr | Densidad de longitud de carreteras asfaltadas ⁽⁶⁾ | X | X | |
| ACTIVIDAD HUMANA | Distcamin | Distancia euclídea mínima a caminos ⁽⁶⁾ | X | X | X |
| ACTIVIDAD HUMANA | LongCamin | Densidad de longitud de caminos ⁽⁶⁾ | X | X | |
| ACTIVIDAD HUMANA | DistElect | Distancia euclídea mínima a tendidos eléctricos ⁽⁶⁾ | X | X | X |
| ACTIVIDAD HUMANA | LongElect | Densidad de longitud de tendidos eléctricos ⁽⁶⁾ | X | X | |
| USOS DEL SUELO | Arroz | % de arroz ⁽⁷⁾ | X | X | |
| USOS DEL SUELO | CulSec | % de cultivo de secano ⁽⁷⁾ | X | X | |
| USOS DEL SUELO | CulLen | % de cultivos leñosos ⁽⁷⁾ | X | X | |
| USOS DEL SUELO | Prad | % de prados y praderas ⁽⁷⁾ | X | X | |
| USOS DEL SUELO | CulHete | % de cultivos heterogéneos ⁽⁷⁾ | X | X | |
| USOS DEL SUELO | Deh | % de dehesa ⁽⁷⁾ | X | X | |
| USOS DEL SUELO | Bosq | % de bosque ⁽⁷⁾ | X | X | |
| USOS DEL SUELO | Mat | % de matorral ⁽⁷⁾ | X | X | |
| USOS DEL SUELO | AguCont | % de aguas continentales ⁽⁷⁾ | X | | |
| USOS DEL SUELO | PastNat | % de pastizales naturales ⁽⁷⁾ | X | X | |
| USOS DEL SUELO | Reg | % de regadíos ⁽⁷⁾ | X | X | |
| USOS DEL SUELO | SupArti | % de superficies artificiales ⁽⁷⁾ | X | X | X |
| USOS DEL SUELO | SinVeg | % de áreas sin vegetación y roquedos ⁽⁷⁾ | X | X | |

| TIPOLOGÍA | NOMBRE | DESCRIPCIÓN | DISTRIBUCIÓN | HÁBITAT | LUGAR NIDIF. |
|---------------------|--------|--|--------------|---------|--------------|
| ÍNDICES DEL PAISAJE | Np | Número total de parches ⁽⁷⁾ | X | X | |
| ÍNDICES DEL PAISAJE | Pd | Densidad del número de parches ⁽⁷⁾ | X | X | |
| ÍNDICES DEL PAISAJE | Lpi | % del parche de mayor tamaño ⁽⁷⁾ | X | X | |
| ÍNDICES DEL PAISAJE | Lsi | Longitud de bordes ⁽⁷⁾ | X | X | |
| ÍNDICES DEL PAISAJE | AreaMn | Área media de los parches ⁽⁷⁾ | X | X | |
| ÍNDICES DEL PAISAJE | FracAm | Formula entre perímetro y área de los parches ⁽⁷⁾ | X | X | |
| ÍNDICES DEL PAISAJE | Contag | Porcentaje de agregación de los parches ⁽⁷⁾ | X | X | |
| ÍNDICES DEL PAISAJE | Shdi | Índice de diversidad de Shannon ⁽⁷⁾ | X | X | |
| ÍNDICES DEL PAISAJE | Shei | Índice de uniformidad de Shannon en la ⁽⁷⁾ | X | X | |
| VEGETACIÓN | Qfagpy | % de FCC de <i>Quercus faginea</i> o <i>pyrenaica</i> ⁽⁸⁾ | X | X | X |
| VEGETACIÓN | Quesur | % de FCC de <i>Quercus suber</i> ⁽⁸⁾ | X | X | X |
| VEGETACIÓN | Queile | % de FCC de <i>Quercus rotundifolia</i> (<i>ilex</i>) | X | X | X |
| VEGETACIÓN | Cassat | % de FCC de <i>Castanea sativa</i> ⁽⁸⁾ | X | X | X |
| VEGETACIÓN | Eucssp | % de FCC de <i>Eucalyptus spp</i> ⁽⁸⁾ | X | X | X |
| VEGETACIÓN | AltVeg | Altura de la vegetación superior a un metro ⁽⁹⁾ | X | X | X |
| GANADO Y CAZA | DenCap | Densidad de ganado caprino (Ind/ha) ⁽¹⁰⁾ | X | X | |
| GANADO Y CAZA | DenOvi | Densidad de ganado ovino (Ind/ha) ⁽¹⁰⁾ | X | X | |
| GANADO Y CAZA | DenPor | Densidad de ganado porcino (Ind/ha) ⁽¹⁰⁾ | X | X | |
| GANADO Y CAZA | DenVac | Densidad de ganado vacuno (Ind/ha) ⁽¹⁰⁾ | X | X | |
| GANADO Y CAZA | CazaMa | Densidad de caza mayor (jabalí + ciervo) (Ind/100ha) ⁽¹¹⁾ | X | X | |
| GANADO Y CAZA | CazaMe | Densidad de caza menor (Conejo + Perdiz) (Ind/100ha) ⁽¹¹⁾ | X | X | |
| GANADO Y CAZA | Conejo | Densidad de conejos (Ind/100ha) ⁽¹¹⁾ | X | X | |
| GANADO Y CAZA | Perdiz | Densidad de perdices (Ind/100ha) ⁽¹¹⁾ | X | X | |
| GANADO Y CAZA | Ciervo | Densidad de ciervos (Ind/100ha) ⁽¹¹⁾ | X | X | |
| GANADO Y CAZA | Jabalí | Densidad de jabalíes (Ind/100ha) ⁽¹¹⁾ | X | X | |

| TIPOLOGÍA | NOMBRE | DESCRIPCIÓN | DISTRIBUCIÓN | HÁBITAT | LUGAR NIDIF. |
|------------|---------|--|--------------|---------|--------------|
| LITOLÓGÍA | Arena | % de Arena ⁽¹²⁾ | X | X | X |
| LITOLÓGÍA | Caliza | % de Caliza ⁽¹²⁾ | X | X | X |
| LITOLÓGÍA | Granito | % de Granito ⁽¹²⁾ | X | X | X |
| LITOLÓGÍA | Pizarra | % de Pizarra ⁽¹²⁾ | X | X | X |
| HIDROLOGÍA | Hidro | Densidad de ríos ⁽¹²⁾ | X | X | |
| HIDROLOGÍA | Embalse | % de superficie de Embalses (>10 ha) ⁽¹²⁾ | X | X | |

⁽¹⁾ Modelo Digital del Terreno 1ª Cobertura con paso de malla de 25 m - Instituto Geográfico Nacional

⁽²⁾ Ninyerola M, Pons X y Roure JM. 2005. Atlas Climático Digital de la Península ibérica. Metodología y aplicaciones en bioclimatología y geobotánica. ISBN 932860-8-7. Universidad Autónoma de Barcelona, Bellaterra.

⁽³⁾ Atlas climático de Extremadura 1987-1994 - Grupo de Investigación en la Biología de la Conservación.

⁽⁴⁾ LandScan™ 2019 - Oak Ridge National Laboratory

⁽⁵⁾ Entidades de Población 2014 - CC-BY 4.0 CICTEX, Junta de Extremadura

⁽⁶⁾ Base Topográfica Nacional a escala 1:25.000. - Instituto Geográfico Nacional

⁽⁷⁾ CORINE Land Cover - Agencia Europea del Medio Ambiente

⁽⁸⁾ Mapa Forestal de España 1:25.000 (2018) - MITERD. Dirección General de Biodiversidad, Bosques y Desertificación

⁽⁹⁾ Modelo Digital de Superficies Vegetación- MDSnV2,5 - Instituto Geográfico Nacional

⁽¹⁰⁾ Censos Ganaderos por Municipios. Ovino, vacuno y porcino 2019. Caprino 2019. - Dirección General de Medio Ambiente. Junta de Extremadura.

⁽¹¹⁾ Plan General de Caza de Extremadura 2016. - Servicio de Caza y Pesca. Consejería de Agricultura, Desarrollo Rural, Población y Territorio. Junta de Extremadura

⁽¹²⁾ Sistema de Información Territorial de Extremadura (SITEX)

ANEXO 2. RELACIÓN DE VARIABLES UTILIZADAS EN EL MODELO DE DISTRIBUCIÓN DEL ALIMÓCHE EN FUNCIÓN DEL CAMBIO CLIMÁTICO

| TIPOLOGÍA | NOMBRE | DESCRIPCIÓN |
|--------------|--------|---|
| TOPOGRÁFICAS | Alt | Altitud media (m) ⁽¹⁾ |
| TOPOGRÁFICAS | Alt2 | Altitud media al cuadrado (m ²) ⁽¹⁾ |
| TOPOGRÁFICAS | Slope | Pendiente media (grados) ⁽¹⁾ |
| CLIMÁTICAS | BIO1 | Temperatura media anual ⁽²⁾ |
| CLIMÁTICAS | BIO2 | Rango Diurno Medio (media mensual (temp. máxima - temp. mínima) ⁽²⁾ |
| CLIMÁTICAS | BIO3 | Isotermalidad (BIO2/BIO7)(×100) ⁽²⁾ |
| CLIMÁTICAS | BIO4 | Estacionalidad de la temperatura (desviación estándar ×100) ⁽²⁾ |
| CLIMÁTICAS | BIO5 | Temperatura máxima del mes más cálido ⁽²⁾ |
| CLIMÁTICAS | BIO6 | Temperatura mínima del mes más frío ⁽²⁾ |
| CLIMÁTICAS | BIO7 | Rango anual de temperatura (BIO5-BIO6) ⁽²⁾ |
| CLIMÁTICAS | BIO8 | Temperatura media del trimestre más húmedo ⁽²⁾ |
| CLIMÁTICAS | BIO9 | Temperatura media del trimestre más árido ⁽²⁾ |
| CLIMÁTICAS | BIO10 | Temperatura media del trimestre más cálido ⁽²⁾ |
| CLIMÁTICAS | BIO11 | Temperatura media del trimestre más frío ⁽²⁾ |
| CLIMÁTICAS | BIO12 | Precipitación anual ⁽²⁾ |
| CLIMÁTICAS | BIO13 | Precipitación del mes más húmedo ⁽²⁾ |
| CLIMÁTICAS | BIO14 | Precipitación del mes más árido ⁽²⁾ |
| CLIMÁTICAS | BIO15 | Estacionalidad de las precipitaciones (Coeficiente de variación) ⁽²⁾ |
| CLIMÁTICAS | BIO16 | Precipitación del trimestre más húmedo ⁽²⁾ |
| CLIMÁTICAS | BIO17 | Precipitación del trimestre más árido ⁽²⁾ |
| CLIMÁTICAS | BIO18 | Precipitación del trimestre más cálido ⁽²⁾ |
| CLIMÁTICAS | BIO19 | Precipitación del trimestre más frío ⁽²⁾ |

⁽¹⁾ Modelo Digital del Terreno 1^a Cobertura con paso de malla de 25 m - Instituto Geográfico Nacional

⁽²⁾ Fick, S.E. and R.J. Hijmans, 2017. WorldClim 2: new 1km spatial resolution climate surfaces for global land areas. International Journal of Climatology 37 (12): 4302-4315.

