



Serie Monografías de la Dirección General de Sostenibilidad: Especies Protegidas

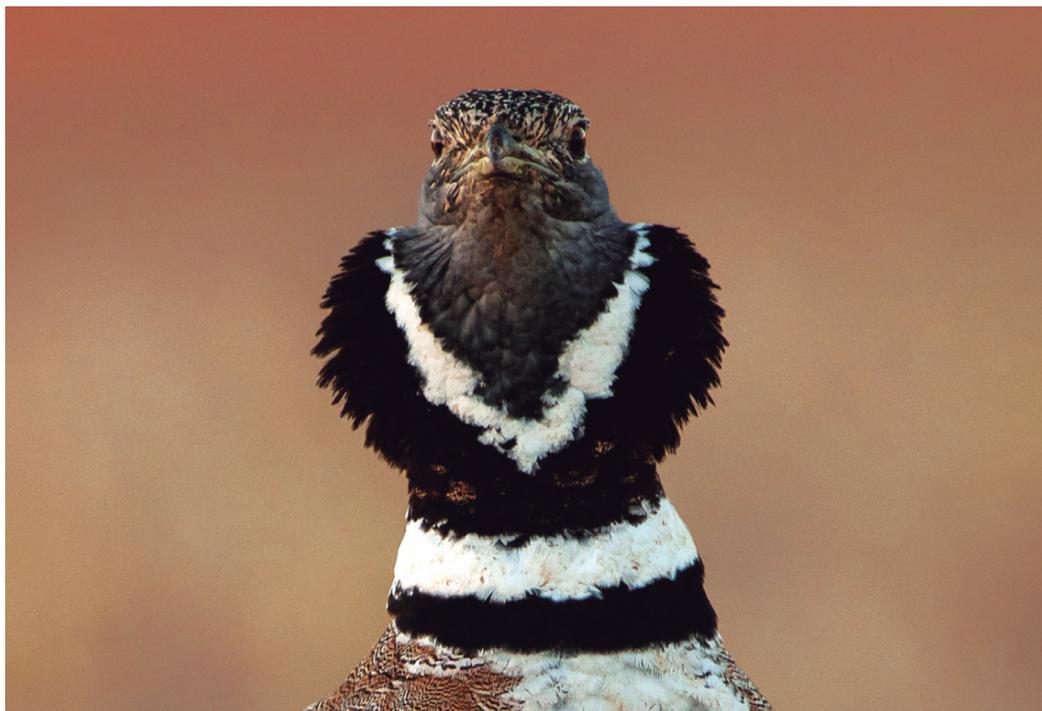
EL SISÓN COMÚN (*Tetrax tetrax*) EN EXTREMADURA: POBLACIÓN Y ECOLOGÍA



JUNTA DE EXTREMADURA

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

EL SISÓN COMÚN (*Tetrax tetrax*) EN EXTREMADURA: POBLACIÓN Y ECOLOGÍA



Autores:

João Paulo Silva, Filipa Coutinho Soares, José María Guzmán Bolaños, Ana Teresa Marques, Eladio García de la Morena, Christina Morais Juhlin, Elisa Cristo da Silva Gamero, Rocío Ríos Guisado, Julián Cendrero Ramos, Tiago Crispim-Mendes, Francesco Valerio, João Gameiro, Ricardo Correia, Sérgio Godinho, Sara García-Baltasar, José María Abad-Gómez, Francisco Moreira, Carlos Pacheco, Jorge Palmeirim, Ricardo Pita, Jorge Safara, Álvaro Silva, Luís Venâncio, Daniel Vicente Porras, Diego Fernández Mateos, María José Moralo Rodríguez, Noel Vega Vinagre, Ángel Sánchez García, María Jesús Palacios González, Enrique Delgado Valiente, Jesús Moreno Pérez, Antonio Calvo búrdalo, Alberto Gil Chamorro y Juan Palomero.

JUNTA DE EXTREMADURA

Consejería de Agricultura, Ganadería
y Desarrollo Sostenible



Unión Europea

Fondo Europeo Agrícola
de Desarrollo Rural

Europa invierte en las zonas rurales



GRUPO DE INVESTIGACIÓN EN
BIOLOGÍA DE LA CONSERVACIÓN

Badajoz, febrero 2023

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 8: *Tetrax tetrax*.

Financiación del Convenio: Fondos FEADER

Afiliación de los Autores:

João Paulo Silva, Ana Teresa Marques, Francesco Valerio, João Gameiro, Francisco Moreira, Carlos Pacheco y Luís Venâncio. CIBIO, Centro de Investigação em Biodiversidade e Recursos Genéticos, InBIO Laboratório Associado, Universidade do Porto, Portugal.

João Paulo Silva, Ana Teresa Marques, João Gameiro, Francisco Moreira, Carlos Pacheco y Luís Venâncio. CIBIO, Centro de Investigação em Biodiversidade e Recursos Genéticos, InBIO Laboratório Associado, Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa, Portugal.

João Paulo Silva, Ana Teresa Marques, Francesco Valerio, João Gameiro, Francisco Moreira, Carlos Pacheco, Jorge Safara y Luís Venâncio. BIOPOLIS Program in Genomics, Biodiversity and Land Planning. Portugal.

João Paulo Silva, Ana Teresa Marques, Francesco Valerio, João Gameiro, Carlos Pacheco y Luís Venâncio. Estação Biológica de Mértola, Portugal

Filipa Coutinho Soares, Christina Morais Juhlin y Jorge Palmeirim. cE3c, Centre for Ecology, Evolution and Environmental Changes, Departamento de Biologia Animal & CHANGE - Global Change and Sustainability Institute, Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa, Portugal.

Francesco Valerio y Sérgio Godinho. EaRSLab, Earth Remote Sensing Laboratory, University of Évora, Portugal.

Jorge Safara. Lanius - Turismo e Ambiente Unip., LDA.

Sérgio Godinho. Institute of Earth Sciences, Universidade de Évora, Portugal.

Tiago Crispim-Mendes y Ricardo Pita. MED, Mediterranean Institute for Agriculture, Environment, and Development & CHANGE, Global Change and Sustainability Institute, Institute for Advanced Studies and Research & Unidade de Biologia da Conservação, Departamento de Biologia, Universidade de Évora, Portugal.

José María Guzmán Bolaños, Elisa Cristo da Silva Gamero, Julián Cendrero Ramos y Rocío Ríos Guisado. Grupo de Investigación en Biología de la Conservación. Área de Zoología. Universidad de Extremadura.

Eladio García de la Morena. Biodiversity Node SL, España.

José María Abad-Gómez, Juan Palomero, Daniel Vicente Porras, Diego Fernández Mateos, María José Moralo Rodríguez, Noel Vega Vinagre y Alberto Gil Chamorro. Sociedad de Gestión Pública de Extremadura, S.A.U. (GPEX), España.

Ricardo Correia. Biodiversity Unit, University of Turku, Finland.

Álvaro Silva. Instituto Português do Mar e da Atmosfera, Lisboa, Portugal.

Antonio Calvo Búrdalo. Fundación Ecoánime.

Ángel Sánchez García, Enrique Delgado Valiente, María Jesús Palacios González, y Jesús Moreno Pérez. Dirección General de Sostenibilidad. Consejería de Agricultura, Ganadería y Desarrollo Sostenible. Junta de Extremadura.

Portada:

Diseño de Elisa Cristo da Silva Gamero, Nuria Playá Montmany y José María Guzmán Bolaños. Foto de Roberto Sánchez Cidoncha.

Contraportada:

Diseño de Elisa Cristo da Silva Gamero y Nuria Playá Montmany. Fotos de Ángel Sánchez García y José María Guzmán Bolaños.

Ilustraciones interiores:

Antonio José Díaz Fernández.

Fotos de la monografía:

Ver pie de figuras.

Depósito Legal: LE 402-2024

ISBN: 978-84-129219-4-6

Cita recomendada:

Silva, J.P.; Soares, F.C.; Guzmán, J.M.; Marques, A.T.; García de la Morena, E.; Juhlin, C.M.; Guisado, R.R.; Cendrero, J.; Crispim-Mendes, T.; Valerio, F.; Gameiro, J.; Correia, R.; Godinho, S.; García-Baltasar, S.; Abad-Gómez, J.M.; Moreira, F.; Pacheco, C.; Palmeirim, J.; Pita, R.; Safara, J.; Silva, A.; Venâncio, L.; Sánchez, A.; Palacios, M.J.; Delgado, E.; Moreno, J.; Calvo, A.; Gil, A. y Palomero, J. (2024). *El sisón común (Tetrax tetrax) en Extremadura: Población y Ecología. Serie Monografías de la Dirección General de Sostenibilidad: Especies Protegidas*. Junta de Extremadura, Mérida, España.

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, Alberto Gil Chamorro, Carlos González 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 Félix Álvarez 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, Benjamin 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 Caperote 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, Froilán Acosta Manso, 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, Ildefonso 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 Benítez, 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 Madruga 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 Díez 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 Chamorro 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 Martínez, Fernando Hernández Martín, Tomás Martínez Gabarrón e Inmaculada Montero.

Seguimiento GPS de las aves

El seguimiento GPS de las aves fue financiado por: EDP S.A. "Fundação para a Biodiversidade"; Programa de Cooperación INTERREG V A España - Portugal (POCTEP): 0620_BIOTRANS_4_E "Gestión Integrada de la Biodiversidad en el Área Transfronteriza"; Movetech Telemetry; Enel Green Power España, SL; EcoEnergías del Guadiana S.A.; IBERNOVA Renovables; NATURGYRENOVABLES, SLU, en el marco de medidas de compensación de impactos residuales de proyectos de energías renovables. Parte del trabajo de campo asociado a los parámetros reproductivos del sisón en Extremadura fue financiado por LIFE Iberian Agrostepes (LIFE20 NAT/ES/001477). Red Eléctrica de España colaboró en alcanzar los objetivos de esta monografía.

ÍNDICE

I. LA ESPECIE: EL SISÓN COMÚN (<i>Tetrax tetrax</i>)	11
1. TAXONOMÍA Y SISTEMÁTICA.....	11
2. DESCRIPCIÓN E IDENTIFICACIÓN: CARACTERES DE CAMPO	12
3. DISTRIBUCIÓN BIOGEOGRÁFICA	18
3.1. DISTRIBUCIÓN PALEÁRTICA: MUNDIAL.....	18
3.2. DISTRIBUCIÓN IBÉRICA	19
3.3. CAMBIOS FENOLÓGICOS EN LA DISTRIBUCIÓN	20
4. POBLACIÓN Y TENDENCIA POBLACIONAL	20
4.1. POBLACIÓN Y TENDENCIA PALEÁRTICA	20
4.2. POBLACIÓN Y TENDENCIA IBÉRICA	24
4.3. DENSIDAD POBLACIONAL IBÉRICA	33
5. SELECCIÓN DEL HÁBITAT	35
5.1. HÁBITAT REPRODUCTOR.....	36
5.2. HÁBITAT POSTREPRODUCTOR	38
5.3. HÁBITAT INVERNAL.....	38
6. MOVIMIENTOS: MIGRACIÓN Y DISPERSIÓN	40
7. ECOLOGÍA TRÓFICA.....	42
8. BIOLOGÍA DE LA REPRODUCCIÓN	46
8.1. LEKS: EXHIBICIÓN, DEFENSA Y ATRACCIÓN	46
8.2. EL CORTEJO Y LA CÓPULA.....	47
8.3. NIDOTÓPICA, PUESTA E INCUBACIÓN.....	49
8.4. ECLOSIÓN, CRIANZA Y EMANCIPACIÓN DE LOS POLLOS	51
8.5. PARÁMETROS REPRODUCTIVOS	53
9. ESTATUS, AMENAZAS Y CONSERVACIÓN.....	54
9.1. ESTADO DE CONSERVACIÓN.....	54
9.2. AMENAZAS	55
9.3. PLANES Y MEDIDAS DE CONSERVACIÓN.....	57
II. EL SISÓN COMÚN (<i>Tetrax tetrax</i>) EN EXTREMADURA	59
10. PROGRAMAS DE SEGUIMIENTO DE LA ESPECIE	59
10.1. CENSOS NACIONALES.....	59
10.2. DATOS DE EJEMPLARES MARCADOS CON EMISORES GPS EN EXTREMADURA.....	60
10.3. OTROS TRABAJOS	63

11. FENOLOGÍA.....	64
11.1. MIGRACIÓN.....	64
11.2. REPRODUCCIÓN.....	65
11.3. POSTREPRODUCCIÓN.....	66
12. DISTRIBUCIÓN DE LA ESPECIE EN LA REGIÓN.....	67
12.1. INTRODUCCIÓN.....	67
12.2. METODOLOGÍA.....	67
12.3. RESULTADOS.....	72
13. ESTIMACIÓN DE LA POBLACIÓN EXTREMEÑA.....	77
13.1. INTRODUCCIÓN.....	77
13.2. METODOLOGÍA.....	78
13.3. RESULTADOS.....	79
13.4. REEVALUACIÓN DE LA POBLACIÓN REPRODUCTORA EN EXTREMADURA.....	83
14. RELACIÓN DE LA ESPECIE CON LAS ÁREAS PROTEGIDAS.....	86
14.1. ESTIMACIÓN DE LA POBLACIÓN DENTRO Y FUERA DE LAS ZEPAS.....	86
14.2. VARIACIÓN ANUAL DE LA IDONEIDAD DEL HÁBITAT EN LAS ZEPAS.....	90
15. TENDENCIAS DE LA POBLACIÓN Y EL HÁBITAT.....	96
15.1. EVOLUCIÓN DE LA POBLACIÓN DE SISÓN ENTRE LOS CENSOS NACIONALES.....	96
15.2. CAMBIOS EN LAS DENSIDADES DEL SISÓN, LA DISPONIBILIDAD DE HÁBITAT, LA GESTIÓN DEL PASTOREO Y LAS INFRAESTRUCTURAS LINEALES.....	99
16. ESTRATEGIAS MIGRATORIAS.....	109
16.1. STOPOVERS.....	111
16.2. PATRONES DE MOVIMIENTO ESTACIONAL.....	115
17. BIOLOGÍA DE LA REPRODUCCIÓN EN EXTREMADURA.....	122
17.1. ÁREAS DE CAMPEO EN PERIODO REPRODUCTOR.....	122
17.2. VARIABILIDAD INTERANUAL DE LAS ÁREAS DE REPRODUCCIÓN.....	127
17.3. PRODUCTIVIDAD.....	130
17.4. RELACIÓN DE SEXOS.....	132
18. ÁREAS DE CAMPEO EN PERIODO NO REPRODUCTOR.....	135
18.1. INTRODUCCIÓN.....	135
18.2. METODOLOGÍA.....	135
18.3. RESULTADOS.....	137
19. CAMBIO CLIMÁTICO.....	143
19.1. IMPACTOS DEL CAMBIO CLIMÁTICO EN LA FENOLOGÍA DE LA REPRODUCCIÓN.....	145

20. AMENAZAS PARA EL SISÓN COMÚN EN EXTREMADURA	155
20.1. FACTORES DEL DECLIVE DEL SISÓN EN EXTREMADURA	155
20.2. TASAS ANUALES DE SUPERVIVENCIA Y MORTALIDAD.....	159
20.3 PRINCIPALES AMENAZAS EN EXTREMADURA	166
20.4. MEDIDAS Y PLANES DE GESTIÓN EN EXTREMADURA	168
21.EVALUACIÓN DEL ESTATUS DE CONSERVACIÓN REGIONAL.....	170
22.MEDIDAS DE GESTIÓN E INVESTIGACIÓN	173
22.1. MEDIDAS DE GESTIÓN	174
22.2. SEGUIMIENTO Y PRIORIDADES DE INVESTIGACIÓN	179

III. BIBLIOGRAFÍA 183

IV. ANEXOS..... 213

ANEXO 1: Ejemplares de sisón común (<i>Tetrax tetrax</i>) marcados en españa y portugal	213
ANEXO 2: Zonas de reproducción y áreas de campeo invernales de dos machos de sisón rastreados.	217

I. LA ESPECIE: EL SISÓN COMÚN (*Tetrax tetrax*)

1. TAXONOMÍA Y SISTEMÁTICA

El sisón común (*Tetrax tetrax* Linnaeus, 1758) ha sufrido notables cambios en cuanto a la taxonomía se refiere, tradicionalmente la especie se clasificaba dentro del orden *Gruiformes*, el cual albergaba gran cantidad de familias orníticas, como gruídos (grullas) o rálidos (fochas, gallinetas y rascones) entre otros (Cramp y Simmons, 1980). En la actualidad, los sisones y avutardas conforman un orden propio denominado *Otidiformes* conteniendo este a la totalidad de estas aves esteparias, los Otídidos (del Hoyo, 2020, Clementts et al., 2021) (Figura 1.1).

Así pues, la Familia *Otididae* (Otídidos) engloba a un conjunto de especies de costumbres esteparias, por lo general de coloración críptica y gran tamaño (las especies más pequeñas superan fácilmente los 500 g de peso). Se trata además de un grupo de aves gregarias, aunque este hecho puede verse condicionado por la fenología, especie, sexo y edad (del Hoyo et al., 1996). A su vez, estas aves presentan un fuerte dimorfismo sexual, donde generalmente los machos son mayores que las hembras y ostentan plumajes más vistosos (al menos en épocas reproductivas); las hembras suelen ser más miméticas con el entorno (del Hoyo et al., 1996; Raihani, 2006). La familia se compone por 12 géneros (*Afrotis*, *Ardeotis*, *Chlamydotis*, *Eupodotis*, *Heterotetrax*, *Houbaropsis*, *Lissotis*, *Lophotis*, *Neotis*, *Otis*, *Syphoetides* y *Tetrax*) y un total de 26 especies, donde cabe destacar dos taxones presentes en la península Ibérica, la avutarda común (*Otis tarda*) y nuestra especie en estudio (*Tetrax tetrax*) y otro en el archipiélago canario, la hubara canaria (*Chlamydotis undulata*) (del Hoyo, 2020).

- Orden: **Otidiformes** Wagler, 1830
- Familia: **Otididae** Rafinesque, 1815
- Género: **Tetrax** Forster, 1817
- Especie: **Tetrax tetrax** Linnaeus, 1758

Figura 1.1. Clasificación taxonómica del sisón común (*Tetrax tetrax*). Fuente: del Hoyo (2020); Clementts et al. (2021).

Originariamente, a mediados del siglo XVIII, la especie se catalogó dentro del género *Otis* (*Otis tetrax* Linnaeus, 1758), pero finalmente en 1817 acabó formando un género propio (*Tetrax*) al cual pertenece en la actualidad (Cramp y Simmons, 1980; del Hoyo, 2020). El género *Tetrax* se considera un taxón monotípico, es decir, contiene una única especie, el sisón común, para la cual no se le atribuyen subespecies reconocidas en la actualidad (Rouco et al., 2019; del Hoyo, 2020; Clementts et al., 2021). No obstante, la especie puede encontrarse en la bibliografía dividida en dos subespecies relacionadas con su rango de distribución, por un lado, la subespecie nominal (*T. t. tetrax*) en la región paleártica occidental (Francia, península Ibérica y Marruecos) y la subespecie *T. t. orientalis*, la cual se extendía desde Italia hasta el Este de su distribución (centro-Europa y Asia) (Cramp y Simmons, 1980).

Desde un punto de vista etimológico se desconoce a ciencia cierta el origen y significado de la palabra latina (*Tetrax*), si bien es cierto que parece estar relacionado con la naturaleza cinegética de la especie en la antigüedad (*Tretaz*; faisán), así como con la emisión sonora de esta ave (del griego *tetrao*; cloquear) (Zamorano, 2022). Finalmente, el término vernáculo recomendado en castellano para la especie es el de "sisón común", el cual hace referencia onomatopéyica al curioso sonido (siseo) ocasionado por el batir de sus alas (Martínez, 2016; Rouco et al., 2019; del Hoyo, 2020).

2. DESCRIPCIÓN E IDENTIFICACIÓN: CARACTERES DE CAMPO

El sisón común es un ave esteparia, es decir, querenciosa de entornos abiertos, tanto naturales (llanuras, estepas o pastizales) como antropogénicos (cultivos de secano, leguminosas, barbechos o rastrojos), así como un ave de costumbres terrestres y plumaje críptico. Desde un punto de vista social, se considera un ave gregaria durante la mayor parte de su ciclo biológico, a excepción de la época reproductora (Cramp y Simmons, 1980; Díaz et al., 1996). Se caracteriza por un vuelo enérgico, capaz de alcanzar los 100 km/h, con batido de alas rápido y corto, donde llaman la atención sus vistosas alas blancas (Cramp y Simmons, 1980; Martínez, 2016).

De forma general y considerando en primer lugar el tamaño de la especie, esta alcanza una altura de unos 45 cm, una envergadura que supera el metro de longitud (100-120cm), una longitud alar que ronda los 25 cm y un peso comprendido entre 650 y 1.000 g. Cabe señalar como la totalidad de estos parámetros son mayores en machos que en hembras, destacando principalmente el peso, donde estas últimas rara vez superan los 750 g. El mayor tamaño por parte de los machos parece estar influenciado por una alta competencia intrasexual motivada por fines reproductivos (Cramp y Simmons, 1980; Glutz Von Blotzheim, 1994; Raihani, 2006; Martínez, 2016). Además, las hembras se observan de forma general más "esbeltas", con cabeza y cuello menos robustos (Jiguet y Wolff, 2000)(Figura 2.1).

El dimorfismo sexual es también observable en el plumaje, sobre todo durante la época reproductora (Cramp y Simmons, 1980; Glutz Von Blotzheim, 1994). Así pues, el plumaje nupcial del macho presenta un capirote ocre manchado con tintes oscuros, además de un tono gris azulado en el resto de la cabeza, el cual se extiende hasta la garganta. El cuello, negro brillante, contrasta con un marcado collar blanco en forma de "V" que continúa hasta la nuca. Los machos reproductores, muestran una banda blanca y ancha entre el pecho y cuello, muy vistosa y característica que lo hace inconfundible frente a las hembras (Figuras 2.1 y 2.3). También es común que los machos posean un negro moteado dorsal, muy variable entre individuos (Cramp y Simmons, 1980, Martínez, 2016). Estos caracteres sexuales presentan ciertas variaciones únicas entre ejemplares, lo cual permite incluso la diferenciación entre individuos (Arroyo y Bretagnolle, 1999; Figura 2.2). La cola posee un barreado de líneas oscuras (dos o tres) acabando cada una de las plumas con una llamativa mancha blanca, a excepción de las dos rectrices centrales, las cuales carecen de ella con el fin de no romper el camuflaje en estado de reposo (Cramp y Simmons, 1980). Por el contrario, la hembra tiene un plumaje mucho más críptico, de tonos ocre, grises y negros que cubre prácticamente todo el cuerpo y a diferencia del macho nupcial, incluso la cabeza y pecho. A su vez, el plumaje más expuesto (cabeza, cuello y dorso) posee un vermiculado oscuro, ausente o al menos no tan marcado en los machos (Jiguet y Wolff, 2000)(Figura 2.1).

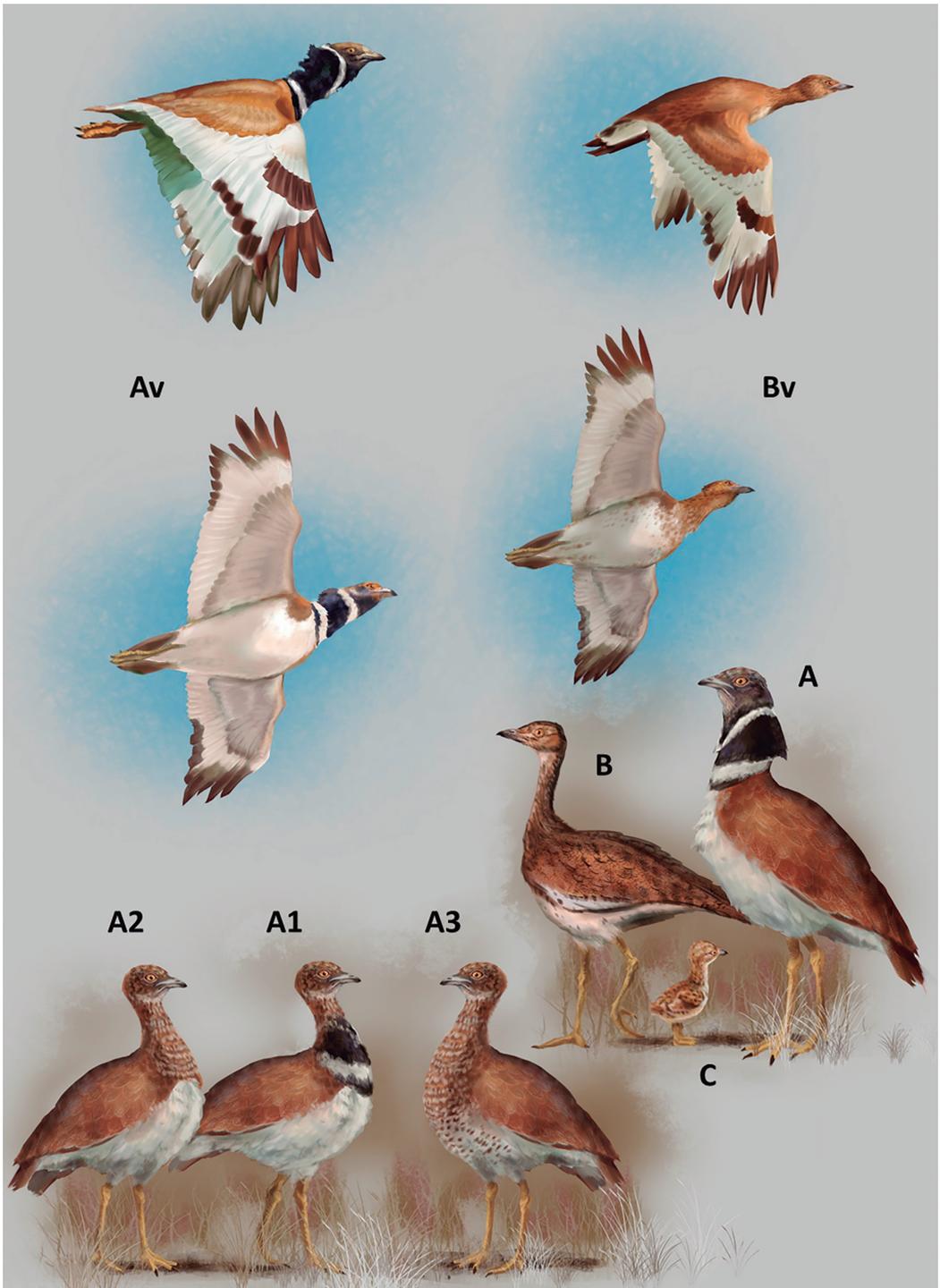


Figura 2.1. Morfología y plumaje del sisón común (*Tetrax tetrax*) en función del sexo y fenología. [A: macho adulto reproductor (primavera); A1: macho postreproductor (verano); A2: macho adulto (invierno); A3: macho joven; B: hembra adulta; Av: macho reproductor en vuelo; Bv: hembra adulta en vuelo; C: pollo]. Autor: Antonio José Díaz Fernández.

Durante el invierno, los dos sexos poseen un plumaje semejante, muy parecido al de la hembra, donde un manto críptico, coberteras color ocre con suaves barreados oscuros y primarias blancas con puntas negras domina esta invernal vestimenta. A su vez, se debe señalar un claro contraste pectoral en el plumaje de los machos, mientras que en hembras y juveniles se produce una transición progresiva entre las plumas blancas y parduscas (Cramp y Simmons, 1980; Jiguet y Wolff, 2000). Cabe destacar la emarginación de la séptima primaria de los machos, más corta que la de sus compañeras; dicha peculiaridad, observable durante el vuelo, ayuda a la identificación de sexos durante el invierno, este hecho es el responsable del característico sonido (siseo) emitido por los machos durante el vuelo (Cramp y Simmons, 1980)(Figuras 2.1 y 2.4).

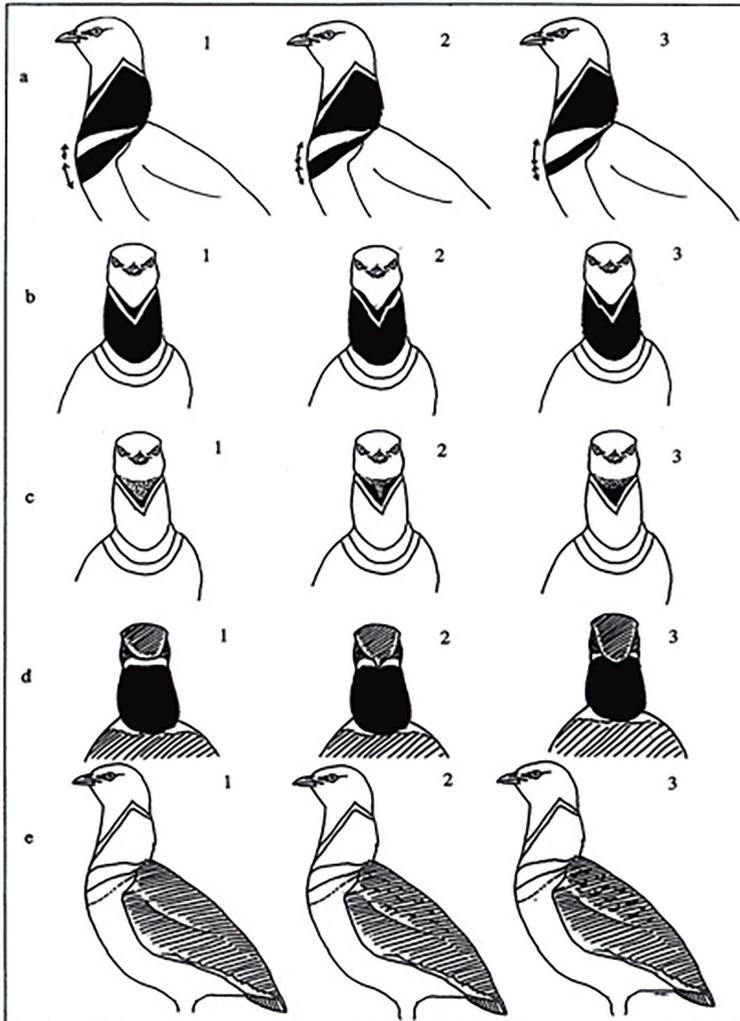


Figura 2.2. Variaciones del plumaje que permiten la identificación individualizada de machos de sisón común. a) anchura relativa de las bandas en blanco y negro del pecho: (1) la negra más ancha que la blanca; (2) anchura equivalente; (3) la blanca más ancha que la negra; b) simetría del collar blanco en "V": (1) simétrico; (2) asimétrico en la izquierda; (3) asimétrico en la derecha; c) patrón de la garganta: (1) pálida; (2) en forma de "U"; (3) oscura; d) continuidad de la banda blanca en la nuca; (1) continua; (2) ligeramente discontinua; (3) claramente discontinua; e) motas oscuras en el dorso; (1) ausentes; (2) pequeñas; (3) numerosas y grandes). Fuente: Extraído de Arroyo y Bretagnolle (1999).

Ambos sexos poseen un pico grisáceo-amarillento que vira hacia tonos más oscuros conforme se aleja de la cabeza. Las patas son largas y fuertes, adaptadas a una vida terrestre y de color gris-verdoso. Los ojos presentan una gran variedad de tonos desde amarillos intensos hasta pardo-anaranjados en diferentes graduaciones, más rojizos en adultos, principalmente en machos en celo (Cramp y Simmons, 1980; Jiguet y Wolff, 2000)(Figura 2.1).

A nivel biogeográfico, las poblaciones occidentales (Francia, España, Portugal y Marruecos) presentan un tamaño algo menor, si bien es cierto que el solapamiento entre ejemplares de distintas áreas es bastante grande (Cramp y Simmons, 1980; Glutz Von Blotzheim, 1994; del Hoyo *et al.*, 1996). Del mismo modo, en cuanto al plumaje parece haber ciertas variaciones geográficas, siendo las poblaciones orientales más oscuras, con una apariencia más críptica principalmente en la zona dorsal, donde presentan un mayor número de manchas (Cramp y Simmons, 1980; Glutz Von Blotzheim, 1994; Martínez, 2016).



Figura 2.3. Macho adulto de sisón común (*Tetrax tetrax*) con plumaje nupcial. Autor: Manuel Calderón.

Los juveniles presentan aspecto de hembra, pero con dorso más oscuro, cuello más moteado y sobre todo coberteras barreadas. Las primarias a su vez son más cortas y puntiagudas (sin desgaste) con marcas pardas en las hemibanderas externas. Además, las primarias más internas y secundarias tienen manchas subterminales. En cuanto a la cola, las rectrices carecen de punta blanca, contribuyendo a ese marcado aspecto mimético de estos jóvenes. El iris, por su parte, es más oscuro (marrón o gris) que en adultos. Los jóvenes en su primer otoño o segunda primavera pueden diferenciarse de los adultos, gracias a retención de plumas coberteras y corporales, sin embargo, estos juveniles no se pueden sexar con seguridad hasta su segundo año, momento en el que los machos empiezan a mostrar las primeras plumas prietas del cuello. Por otro lado, se pueden llegar a diferenciar ejemplares de segundo otoño o tercera primavera, aunque este tipo de edad tan solo es reconocible en individuos

que retengan primarias juveniles (Cramp y Simmons, 1980; Blasco-Zumeta y Heinze, 2022). Los adultos presentan una muda alar completa, con todas las plumas de la misma generación, donde las primarias presentan la punta más redondeada que en ejemplares juveniles y lucen la característica banda negra subterminal. Del mismo modo, las rectrices presentan la reconocible punta blanca ausente en edades tempranas. Por último, el iris en individuos adultos es de color amarillento-anaranjado, incluso rojizo en época reproductora y el pico posee tonos grises con la punta más oscura (Cramp y Simmons, 1980; Blasco-Zumeta y Heinze, 2022).



Figura 2.4. Macho de sisón común con plumaje invernal (arriba-derecha); hembra (arriba-izquierda); hembra (abajo). Autores: Manuel Calderón y Roberto Sánchez.

En cuanto al fenómeno de la renovación y cambio del plumaje, la especie presenta una muda prenupcial parcial entre enero y febrero, en la que se reemplazan todas las coberteras y plumas corporales juveniles llegando incluso a mudar parte de las primarias (Cramp y Simmons, 1980). Una segunda muda, en este caso completa, ocurre tras la reproducción (muda postnupcial) a principios del verano (junio-julio); la muda de las primarias comienza en la P1 (primera primaria) y avanza de forma ascendente hasta producirse una muda completa de las rémiges. La muda del plumaje corporal y las rectrices se inicia desde mayo hasta finales del verano (Cramp y Simmons, 1980; Blasco-Zumeta y Heinz, 2022)(Figura 2.5). Finalmente, los jóvenes realizan una muda postjuvenil parcial, sucediéndose hasta finales de diciembre; estos ejemplares mudan tanto plumas corporales como coberteras reteniendo muchas de ellas en la mayoría de los casos (Blasco-Zumeta y Heinz, 2022).



Figura 2.5. Macho (delante) y hembra (detrás) de sisón común (*Tetrax tetrax*) durante el verano. Autor: Manuel Calderón.

En referencia a su voz, se trata de un ave generalmente silenciosa, aunque en ciertos momentos como la reproducción, alerta frente a peligros o cuidados parentales, se le reconocen emisiones y cantos de diferente naturaleza (Cramp y Simmons, 1980; Martínez, 2016). En este sentido, es característico cuando se sobresalta, un gruñido ronco, similar al de la avutarda (*Otis tarda*), así como un gorgoteo continuo y suave cuando se siente incomodado. Los machos tienen llamadas territoriales consistentes en resoplidos breves, secos y repetitivos, así como emisiones profundas y prolongadas durante los combates por las hembras (ver "8.2. Cortejo y cópula"). También se han registrado sonidos más agudos, como silbidos en ejemplares cautivos. Por su parte, las hembras emiten un ligero maullido disuasorio en respuesta a los ataques de otros ejemplares más dominantes, tanto de machos como hembras. También emiten una risa entrecortada en primavera, relacionada al parecer con llamadas de alarma y/o enfado. Además, se le conoce algún que otro reclamo para con los polluelos. Estos últimos, presentan una gran variedad de sonidos, donde destaca un débil piido, el cual emiten con el pico cerrado cuando se encierran tranquilos (Cramp y Simmons, 1980; Martínez, 2016).

Por último, el sisón en estado salvaje puede alcanzar hasta más de 10 años de edad considerándose, por tanto, un ave longeva (Martínez, 2016). A pesar de ello, hay que tener en cuenta el riesgo de depredación que sufre la especie (por ejemplo, Valverde 1967; Moleón et al., 2002; Corbacho et al., 2005) y las diversas amenazas a las que se enfrenta (Íñigo y Barov, 2010; Martínez, 2016; BirdLife International, 2022) motivo por el cual la longevidad media puede verse bastante reducida en el medio natural (Marcelino et al., 2017).

3. DISTRIBUCIÓN BIOGEOGRÁFICA

3.1. DISTRIBUCIÓN PALEÁRTICA: MUNDIAL

El sisón se distribuye ampliamente por el Paleártico suroccidental, desde la región mediterránea, pasando el Cáucaso y cuencas del Mar Negro y Caspio, hasta las regiones más occidentales del desierto del Gobi y los Montes Altai en la China occidental. Por el contrario, se encuentra ausente en el Paleártico más septentrional: territorios bálticos, grandes llanuras y mesetas siberianas y áreas orientales (del Hoyo et al., 1996; BirdLife International, 2022) (Figura 3.1).

En el Paleártico occidental se extiende principalmente por las penínsulas Ibérica, Itálica y de Crimea, así como por el norte del Magreb, Macizo Central europeo y la isla de Cerdeña; más al este se encuentra en territorios caucásicos y Oriente Próximo como Georgia, sur de Rusia, Israel, Jordania, Turquía, norte de Siria o Azerbaiyán entre otros. Sin embargo, hay que señalar que se considera casi extinto en Italia continental y en Marruecos. No obstante, es común la presencia en paso de la especie entre las distintas áreas que conectan los territorios de invernada y reproductores (Morales y Bretagnolle, 2021; BirdLife International, 2022) (Figura 3.1).

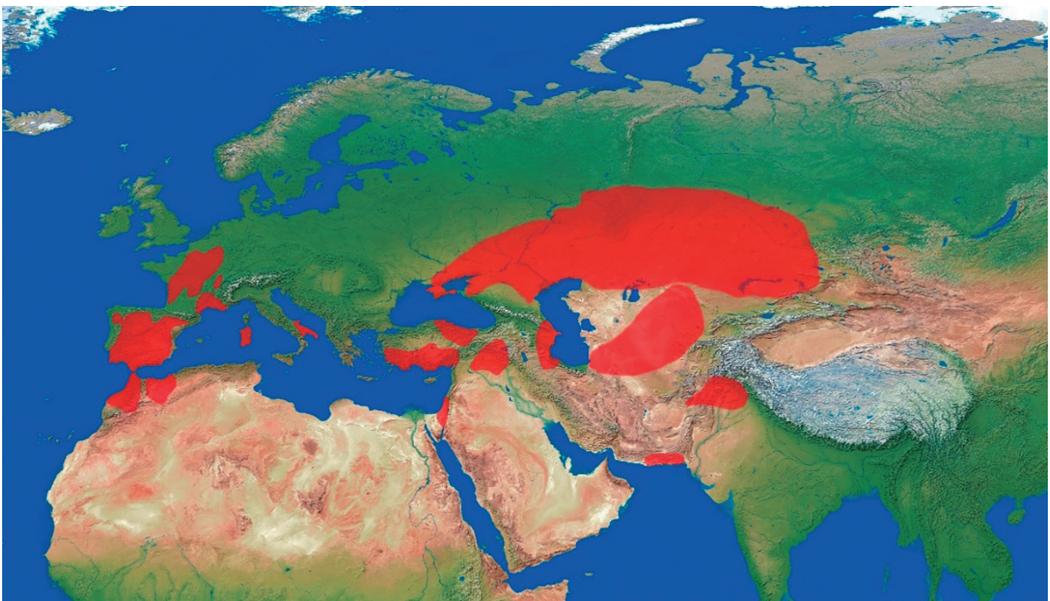


Figura 3.1. Distribución global del sisón común (*Tetrax tetrax*). Fuente: BirdLife International (2022).

3.2. DISTRIBUCIÓN IBÉRICA

En la península Ibérica la especie ocupa gran parte del territorio, aunque con ligeras diferencias relacionadas con la fenología, así pues, el sisón presenta una distribución más acotada durante el invierno y una mayor ocupación geográfica en primavera (Bernis, 1966; Cramp y Simmons, 1980; Díaz *et al.*, 1996) (ver "6. Movimientos: migración y dispersión"). Se distribuye de forma general por ambientes llanos y abiertos, principalmente pastizales y terrenos destinados a labores agrícolas, como cultivos de secano, campos cerealísticos y regadíos. En este sentido, destacan las grandes planicies de ambas submesetas (Castilla y León y Castilla-La Mancha), las áreas agrícolas y pastizales de Extremadura y las depresiones tanto del Ebro como del Guadalquivir (García de la Morena *et al.*, 2003, 2006, 2018; BirdLife International, 2022). Por el contrario, no se encuentra en la mayor parte del litoral levantino, la cornisa cantábrica y ambos archipiélagos, balear y canario (de Juana y Martínez, 1997; BirdLife International, 2022) (Figura 3.2).

En Portugal el sisón ocupa fundamentalmente el tercio sur, desde el Estuario del Tajo hasta las regiones del Alentejo y parte del Algarve (Silva *et al.*, 2018; BirdLife International, 2022) (Figura 3.2).



Figura 3.2. Distribución ibérica del sisón común (*Tetrax tetrax*). Fuente: García de la Morena *et al.* (2018); Silva *et al.* (2019); BirdLife International (2022).

3.3. CAMBIOS FENOLÓGICOS EN LA DISTRIBUCIÓN

Cabe destacar cambios en la distribución de la especie a lo largo de todo su rango biogeográfico según el ciclo biológico, aunque eso sí, con variaciones más o menos acusadas en las diferentes áreas. Así pues, este tipo de desplazamientos/movimientos invernales-reproductores son más evidentes en los territorios orientales (Cramp y Simmons, 1980; del Hoyo, 2020).

La distribución reproductora oriental se extiende principalmente desde el este de Ucrania hasta el noroeste chino, pasando por los Balcanes y Kazajistán. Por otro lado, las principales áreas de invernada son Azerbaiyán e Irán (Gauger, 2007; Íñigo y Barov, 2010; Sehhatibet *et al.*, 2012; Yousefi *et al.*, 2018; BirdLife International, 2022).

En la península Ibérica estos desplazamientos son mucho menos acusados presentando, sin embargo, cierta variabilidad de movimientos y estrategias migratorias (García de la Morena *et al.*, 2018) donde la especie se puede agrupar en grandes bandos durante el invierno. Este hecho, provoca una disminución del área de extensión durante este periodo, la cual se amplía por una grande parte de la península durante la primavera (Morales y Delgado, 2012; García de la Morena *et al.*, 2018) (ver "6. Movimientos: migración y dispersión").

En este sentido, las principales áreas de invernada son el centro y suroeste peninsular, mientras que el área de reproducción se extiende hacia el norte, ocupando territorios riojanos, navarros y gallegos (García de la Morena *et al.*, 2006, 2018) (Figura 3.2). Por último, parece estar sucediéndose una leve expansión de la especie hacia el este peninsular (levante español) tanto en época reproductora como durante la invernada (García de la Morena *et al.*, 2018).

4. POBLACIÓN Y TENDENCIA POBLACIONAL

4.1. POBLACIÓN Y TENDENCIA PALEÁRTICA

La población mundial del sisón común se estima globalmente entre 222.900 – 317.000 individuos, distribuidos en dos grandes bastiones, uno occidental, bien cuantificado, el cual contiene alrededor de 50.500 machos reproductores (122.000-240.000; 16-49% de la población mundial) y otro asiático, mucho más desconocido, estimado en 171.700 – 207.000 individuos (aproximadamente el 54% de la población mundial) (Morales y Bretagnolle, 2022).

De forma general, para los censos o estimas poblacionales de la especie, cabe señalar, como el sisón está estrechamente relacionado con la fenología, presentando claras variaciones poblacionales entre las áreas de invernada y reproducción; estos cambios estacionales se presentan más o menos marcados dependiendo del área biogeográfica en estudio, siendo significativamente mayores en las poblaciones orientales (Cramp y Simmons, 1980) (ver "6. Movimientos: migración y dispersión").

Las principales poblaciones reproductoras de la especie a nivel mundial se encuentran en Kazajistán y Kirguistán al este, con más de 20.000 ejemplares. Por otro lado, el bastión del sisón en Occidente, la península Ibérica, alberga más de 70.000 individuos entre España y Portugal (ver después "4.2. Población y tendencia ibérica") (Morales y Bretagnolle, 2022). Otras poblaciones de interés se dan en la Rusia más occidental (más de 17.000 ejemplares), así como en Francia (3.600) o Azerbaiyán con unos 150.000 individuos durante la invernada (BirdLife International, 2022) (Tabla 4.1). Por último, la población más oriental, la china, se considera muy escasa reproduciéndose únicamente en el norte de Xinjiang (Xingyi et al., 2008).

Desde un punto de vista histórico, la población mundial y más concretamente la europea ha sufrido un fuerte descenso, registrado ya desde principios del siglo XX (del Hoyo et al., 1996; Íñigo y Barov, 2010; BirdLife International, 2022). Hasta este momento, el sisón se encontraba por la mayor parte del centro y sur de Europa (Cramp y Simmons, 1980), sin embargo, en la actualidad las poblaciones de la especie se restringen a dos núcleos perfectamente definidos; uno occidental donde como se ha comentado anteriormente, la península Ibérica alberga la mayor parte este contingente, y otro oriental con principales poblaciones en Kazajistán, Kirguistán y sur de Rusia, y en menor medida en Ucrania, norte de Irán y China occidental (Tucker y Heath, 1994; Íñigo y Barov, 2010; García de la Morena, 2018, Silva et al., 2019). A pesar de ello, la tendencia mundial de la especie se presenta moderadamente negativa, atenuada por la dudosa estabilidad de la población oriental y agravada por la fuerte recesión de las poblaciones occidentales (Collar et al., 2017; BirdLife International, 2022).

Como resultado de la tendencia negativa en los territorios occidentales se ha constatado la extinción de la especie en distintos países del entorno: Alemania, Austria, Bielorrusia, Bulgaria, Chequia, Eslovaquia, Grecia, Hungría, Italia (continental), Moldavia, Montenegro, Polonia y Serbia; además de en territorios norteafricanos como Argelia y Túnez, así como la práctica desaparición de la especie en territorio marroquí (Schulz, 1985, 1987; Palacín y Alonso, 2009; Morales y Bretagnolle, 2021; BirdLife International, 2022). Del mismo modo, el sisón común se considera extinto como reproductor en Azerbaiyán, pese a ser uno de los principales cuarteles de invierno para la especie (Patrikeev, 2004; Gauger, 2007; BirdLife International, 2022).

Analizando de forma más detallada la tendencia poblacional del sisón común en Europa, se puede apreciar una tendencia negativa desde la década de los setenta hasta la actualidad (Figura 4.1). La población de la especie se vio gravemente afectada a partir de la segunda mitad del siglo XX, debido a la expansión e intensificación de la agricultura moderna, la cual comenzó a transformar los pastizales y cultivos de secano tradicional en sistemas agrícolas y pastizales intensivos (Moseilin, 1992; Goriup, 1994; Bretagnolle et al., 2011; Collar et al., 2018) que sumado al uso abusivo de químicos y pesticidas (Goriup y Batten, 1990) provocaron fuertes descensos poblacionales en las principales áreas de ocupación de la especie: en España, Francia, Italia y Ucrania (Petretti, 1991; Tucker y Heath, 1994; de Juana y Martínez, 1996; Jolivet, 1997,2001; Inchausti y Bretagnolle, 2005).

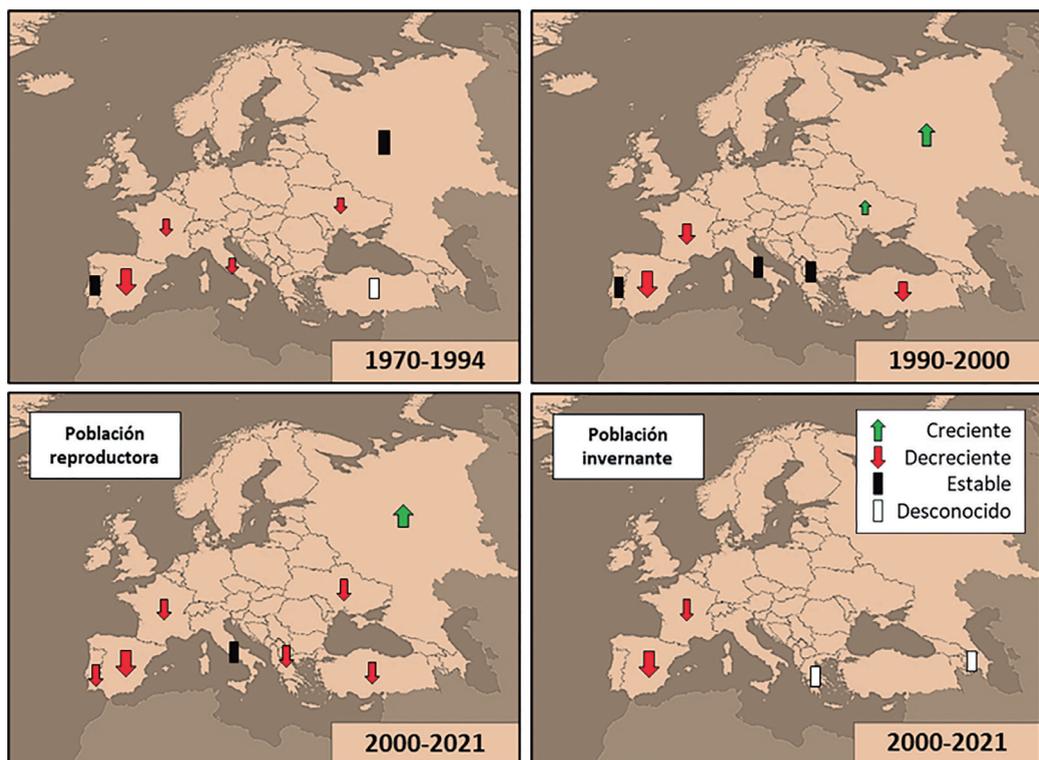


Figura 4.1. Tendencia poblacional del sisón común (*Tetrax tetrax*) en Europa (1970-2021). Fuente: Tucker y Heath (1994); BirdLife International (2004b, 2021a).

A finales de siglo la tendencia negativa se extendió por todo el mediterráneo, sin embargo, las poblaciones más al este presentaron estimas estables o incluso crecientes, según Kamp y colaboradores (2011) debido, muy probablemente, a la estabulación del ganado moderno y abandono del campo como consecuencia del desmantelamiento de la antigua Unión Soviética (BirdLife International, 2004b; Collar *et al.*, 2017); sin embargo, este incremento de población rusa no se encuentra respaldado con datos publicados, por lo que se recomienda cautela en el reconocimiento de estos (Antonchikov, 2006 en Íñigo y Barov, 2010). Del mismo modo, las poblaciones francesas experimentaron una leve mejoría en los últimos años (Inchausti y Bretagnolle, 2005; Villers, 2010; Bretagnolle *et al.*, 2011), interrumpida a partir de 2012 por un ligero decrecimiento poblacional (Gendre *et al.*, 2019).

PAÍS/REGIÓN	METODOLOGÍA	POBLACIÓN	AUTOR/REFERENCIA
Kirguistán y Kazajstán	Individuos	20.000	Petkov (2012)
Oremburgo (Rusia)	Individuos	15.500	Antonchikov (2012)
Rusia	Individuos	17.000-121.000	Morales y Bretagnolle (2021)
Francia	Individuos	3.350	BirdLife International (2004b)

Tabla 4.1. Tamaño de la poblacional de sisón común (*Tetrax tetrax*) en las principales áreas de ocupación a nivel global.

PAÍS/REGIÓN	METODOLOGÍA	POBLACIÓN	AUTOR/REFERENCIA
Francia	Machos rep.	1.850	BirdLife International (2015)
Francia	Individuos	4.900	BirdLife International (2021a)
Francia	Individuos	3.609	Gendre et al. (2018)
Francia	Machos rep.	2.455	Gendre et al. (2018)
Italia	Individuos	1.250	BirdLife International (2004b)
Italia	Machos rep.	350	BirdLife International (2015)
Italia	Machos rep.	352	Nissardi y Zucca (2011)
Italia	Individuos	517	Nissardi y Zucca (2011)
Italia	Individuos	630	BirdLife International (2021a)
Ucrania	Individuos	100-110	Andryushchenko (1999)
Georgia	Individuos	60	García (2007)
China	Machos rep.	5-50	BirdLife International (2015)
China	Individuos	< 1.000	Collar et al. (2017)
Irán	Machos rep.	5-50	BirdLife International (2015)
Turquía	Individuos	30-60	BirdLife International (2004b)
Turquía	Machos rep.	5-50	BirdLife International (2015)
Azerbaiyán	Invernada	150.000	García (2007); Gauger (2007)
Azerbaiyán	Invernada	100.000	Simeonov (2012); Heiss (2013)
Marruecos	Individuos	20-60	Palacín y Alonso (2009)
Marruecos	Individuos	0	Morales y Bretagnolle (2021)
Macedonia	Individuos	5	BirdLife International (2004b)
Europa	Individuos	102.000	Goriup (1994)
Europa	Individuos	195.000	BirdLife International (2004a)
Europa	Individuos	180.000	BirdLife International (2015)
Europa occidental	Individuos	74.328	Morales y Bretagnolle (2021)
Europa occidental	Machos rep.	50.563	Morales y Bretagnolle (2021)
Europa oriental (prim)	Individuos	38.000-142.000	Morales y Bretagnolle (2021)
Europa oriental (inv.)	Individuos	189.347	Morales y Bretagnolle (2021)
Global	Individuos	240.000	Martínez (1999)
Global	Individuos	263.700	Morales y Bretagnolle (2021)

Tabla 4.1(Contin.). Tamaño de la poblacional de sison común (*Tetrax tetrax*) en las principales áreas de ocupación a nivel global.

La tendencia actual de la especie en Europa se considera negativa, con una disminución de la población entre un 30 y 50% en los últimos treinta años (BirdLife International, 2015, 2021a), porcentaje que asciende incluso al 67% si se tienen en cuenta las tendencias en todos los países miembros (EU28) desde principios de siglo hasta nuestros días (2000-2021) (Morales y Bretagnolle, 2021; BirdLife International, 2021b) (Figura 4.1).

4.2. POBLACIÓN Y TENDENCIA IBÉRICA

La población ibérica de sisón común se consolida como el principal bastión de la especie en el Paleártico occidental, la cual alberga cerca de 50.000 machos reproductores y unos 22.000 ejemplares invernantes (García de la Morena *et al.*, 2018; Silva *et al.*, 2018).

En la península Ibérica, aunque en menor grado que en otras áreas biogeográficas para la especie, el sisón presenta una serie de movimientos o pequeñas migraciones en función del ciclo anual, es decir, presenta diferencias poblacionales a lo largo del año en los distintos territorios que ocupa (Cramp y Simmons, 1980; García de la Morena *et al.*, 2006, 2018; Morales y Delgado, 2012; Martínez, 2016; Silva *et al.*, 2018). Por ello, se han diseñado una serie de censos en función de la fenología de la especie, los cuales permiten estimar de forma más o menos precisa, el tamaño poblacional de esta a lo largo de todo el año (Bota *et al.*, 2002; García de la Morena *et al.*, 2006, 2018). Así pues, el estudio poblacional del sisón se divide en un censo primaveral-reproductor a través del número de machos reproductores y, por otro lado, un censo invernal mediante el cual se procura estimar el número total de ejemplares gracias a la concentración de estos en grandes bandos invernales (García de la Morena *et al.*, 2006, 2018). Además, en el caso de Portugal, se censó la población post-reproductora, durante el periodo estival (Silva y Pinto, 2006).

El censo de machos reproductores conlleva una estima proporcional de hembras a través de una relación matemática concreta (Mañosa, en García de la Morena *et al.*, 2006). Hay que tener en cuenta que esta relación no tiene por qué darse en todas las áreas por igual, además de originarse cierto sesgo positivo hacia los machos (García de la Morena *et al.*, 2006). En este sentido, otros autores han demostrado como el uso de maquinaria agrícola durante la época reproductiva afecta en mayor medida a las hembras y pollos jóvenes, influyendo, al menos en parte, a este sesgo negativo hacia las mismas (Inchausti y Bretagnolle, 2005; Faria *et al.*, 2016; García de la Morena *et al.*, 2018). Lo cierto es, que poblaciones de la especie con proporciones poblacionales sesgadas positivamente hacia los machos, aumentan significativamente el riesgo de extinción de estas, por tanto, existe una relación directamente proporcional entre el aumento en la proporción de machos y la viabilidad de la población (Morales *et al.*, 2005, 2023).

Por otro lado, el censo invernal asume una serie de inconvenientes como pueden ser la incapacidad de localizar la totalidad de los bandos, sobre todo los de menor tamaño (inferior a 100 individuos) y la dispersión de ejemplares a otras áreas de invernada fuera del ámbito de estudio, lo cual dificulta la exactitud de las estimas en este periodo (García de la Morena *et al.*, 2018).

A pesar de estas limitaciones metodológicas, el censo del sisón común en la península Ibérica se considera como el más fiable a nivel global, con estimas de población tanto reproductoras como invernales que se ajustan a la población real, lo cual permite un seguimiento generalizado de la especie en todo el territorio y asegura una correcta vigilancia de la tendencia poblacional cada 10 años (García de la Morena *et al.*, 2018). Concretamente en 2016 se realizó el último censo conjunto de la especie tanto en España como Portugal, aportando una información simultánea y bastante precisa de la población ibérica (García de la Morena *et al.*, 2018; Silva *et al.*, 2019).

4.2.1. Población y tendencia española

Analizando la población española a lo largo del tiempo, podemos comprobar como ya desde trabajos anteriores de la década de los noventa y principios del 2000, a pesar de las diferentes metodologías empleadas, acontecían una importante recesión de la especie en la península Ibérica (SEO, 1993). Sin embargo, no fue hasta el año 2005 cuando se acometió el primer gran esfuerzo coordinado y organizado a nivel nacional, bajo un método único diseñados por expertos para intentar estimar la población real de la especie (Bota *et al.*, 2002; García de la Morena *et al.*, 2006). Este trabajo se compuso de dos censos a gran escala, uno invernacional y otro reproductor, con el objetivo de intentar estimar por primera vez la población real de sisón (García de la Morena *et al.*, 2007). Estos datos preliminares, sin poder ser comparados con datos previos similares, ya informaban de la desaparición de los grandes bandos invernales (millares de individuos) incluso en las principales áreas de invernada. Concretamente, más del 90% de los bandos estuvieron compuestos por menos de 100 individuos, encontrándose tan solo tres que albergaran más de 500 ejemplares en todo el territorio nacional (García de la Morena *et al.*, 2006).

Más tarde, en 2016-2017, se lleva a cabo el segundo y último gran recuento nacional de la especie, el cual emplea la misma metodología que el primero permitiendo un estudio fiable de la evolución de la especie. A pesar de ello, se llevó a cabo distintos reajustes de los datos obtenidos en 2005, refinando más aun la comparativa entre ambos trabajos (García de la Morena *et al.*, 2018). En este sentido, los resultados obtenidos entre ambos censos ponen de manifiesto la preocupante situación de estas aves (Figura 4.2).

De forma general, la población nacional supone cerca del 80 % del total ibérico, consolidándose como el principal núcleo de población de la especie en Europa occidental (de Juana y Martínez, 1996, 2001; García de la Morena *et al.*, 2003, 2006, 2018; López-Jiménez *et al.*, 2021).

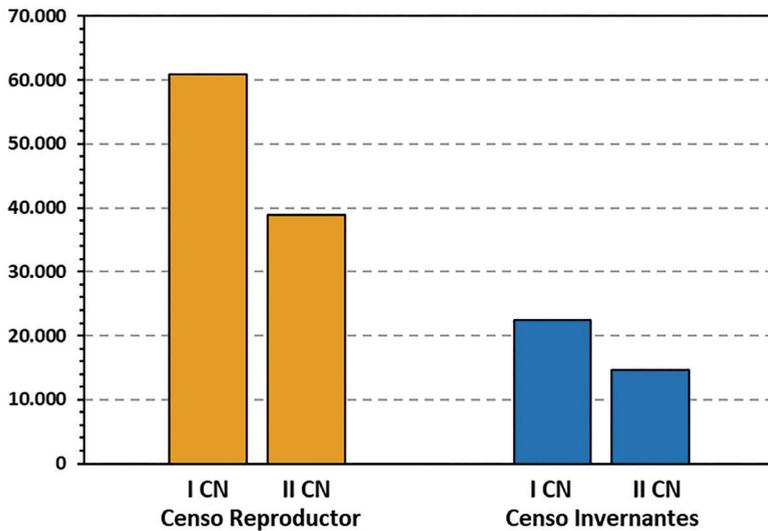


Figura 4.2. Evolución de la población de sisón común (*Tetrax tetrax*) en España según los dos grandes censos nacionales. [Primer Censo Nacional (I CN, 2005) y Segundo Censo Nacional (II CN, 2017)]. Fuentes: García de la Morena et al. (2006, 2018).

Teniendo en cuenta el número de machos reproductores (censo reproductor), se ha obtenido una reducción del 47,7% de estos en 11 años (García de la Morena et al., 2018) (Tabla 4.2; Figura 4.2), llegando incluso a desaparecer en el 12% de las provincias con presencia anterior de la especie; este hecho parece estar directamente relacionado con la pérdida de hábitats favorables, lo que convierte esta amenaza en el principal problema para la especie (García de la Morena et al., 2018). Sumado a ello, una reducción superior al 30% de la población invernante respecto a 2005 (40,6% tras el reajuste) pone de manifiesto la clara tendencia de la especie. Destacar como las áreas más afectadas en este sentido se corresponden con las principales áreas invernales para el sisón común: Castilla-La Mancha (-43,5%; principal población invernante) y el Valle del Ebro (-71,0%) (Cano, 2009; Ponjoan et al., 2011; García de la Morena et al., 2018) (Tabla 4.3). A pesar de ello, en este último periodo parece surgir un ligero aumento de ejemplares invernantes en el sureste peninsular (García de la Morena et al., 2018).

Casi el 90% de la población reproductora actualmente se encuentra en la mitad sur peninsular, principalmente en Castilla-La Mancha (66%), Extremadura (10%) y Andalucía (9%), así como en Madrid y Murcia (menos del 3%). Las poblaciones de la mitad norte presentan un menor volumen poblacional, destacando, aun así, Castilla y León (5%), Aragón (5%) y Cataluña (3%) con cifras superiores al millar y medio de ejemplares (García de la Morena et al., 2018) (Tabla 4.2, Figura 4.3).

Por otro lado, la población invernante se estima en 14.642 (6.668-29.848) individuos, distribuidos de forma general, por Castilla-La Mancha y Extremadura (63 y 22 % de la población respectivamente); de forma menos relevante en Andalucía (5 %), Madrid (4 %) y Cataluña (3 %). Por último, con porcentajes de población invernante por debajo del 2%: Murcia, Aragón, Castilla-León y Comunidad Valenciana (García de la Morena et al., 2018). Por tanto, las poblaciones castellano-leonesa, aragonesa o andaluza ven reducida su población durante el invierno, al contrario que la murciana que ve aumentado el número de ejemplares en este periodo (Morales y Delgado, 2012; García de la Morena et al., 2018) (Tabla 4.3, Figura 4.3).

CENSO REPRODUCTOR				
ÁREA DE ESTUDIO	I C.N. (2005-2006)	II C.N. (2016-2017)	%	TENDENCIA
Andalucía	5776	3387	8,73	-41,4
Aragón	5027	1804	4,65	-64,1
Castilla-La Mancha	37558	25478	65,70	-32,2
Castilla y León	10878	1828	4,71	-83,2
Cataluña	2108	1162	3,00	-44,9
C. Valenciana	8	44	0,11	450,0
Extremadura	8909	3872	9,98	-56,5
Galicia	25	7	0,02	-72,0
La Rioja	10	2	0,01	-80,0
Madrid	2229	909	2,34	-59,2
Murcia	545	140	0,36	-74,3
Navarra	1011	148	0,38	-85,4
España	74084	38781	100,00	-47,7

Tabla 4.2. Comparación de los resultados obtenidos en los dos grandes censos reproductores de sisón común (*Tetrax tetrax*) a nivel nacional (2005-2016). Fuente: García de la Morena et al. (2006, 2018).

CENSO INVERNANTES				
ÁREA DE ESTUDIO	I C.N. (2005-2006)	II C.N. (2016-2017)	%	TENDENCIA
Andalucía	563	772	5,27	37,1
Aragón	409	190	1,30	-53,5
Castilla-La Mancha	16211	9163	62,58	-43,5
Castilla y León	94	30	0,20	-68,1
Cataluña	1595	462	3,16	-71,0
C. Valenciana	0	5	0,03	+
Extremadura	4853	3244	22,16	-33,2
Galicia	0	0	0,00	0
La Rioja	0	0	0,00	0
Madrid	911	522	3,57	-42,7
Murcia	14	254	1,73	1714,3
Navarra	0	0	0,00	0
España	24650	14642	100,00	-40,6

Tabla 4.3. Comparación de los resultados obtenidos en los dos grandes censos de invierno de sisón común (*Tetrax tetrax*) a nivel nacional (2006-2017). Fuente: García de la Morena et al. (2006, 2018).

Debido a estos y otros muchos trabajos regionales (por ejemplo, García de la Morena et al., 2007; de Juana, 2009; Bota et al., 2015; Morales et al., 2015), así como programas de seguimiento (Morales y Delgado, 2012; SACIN-SEO), la población tanto reproductora como invernante del sisón común se ha ido detallando en los últimos años, dando como resultado un mejor conocimiento de la distribución y población nacional de esta especie tan amenazada (García de la Morena et al., 2018)(Tabla 4.4).

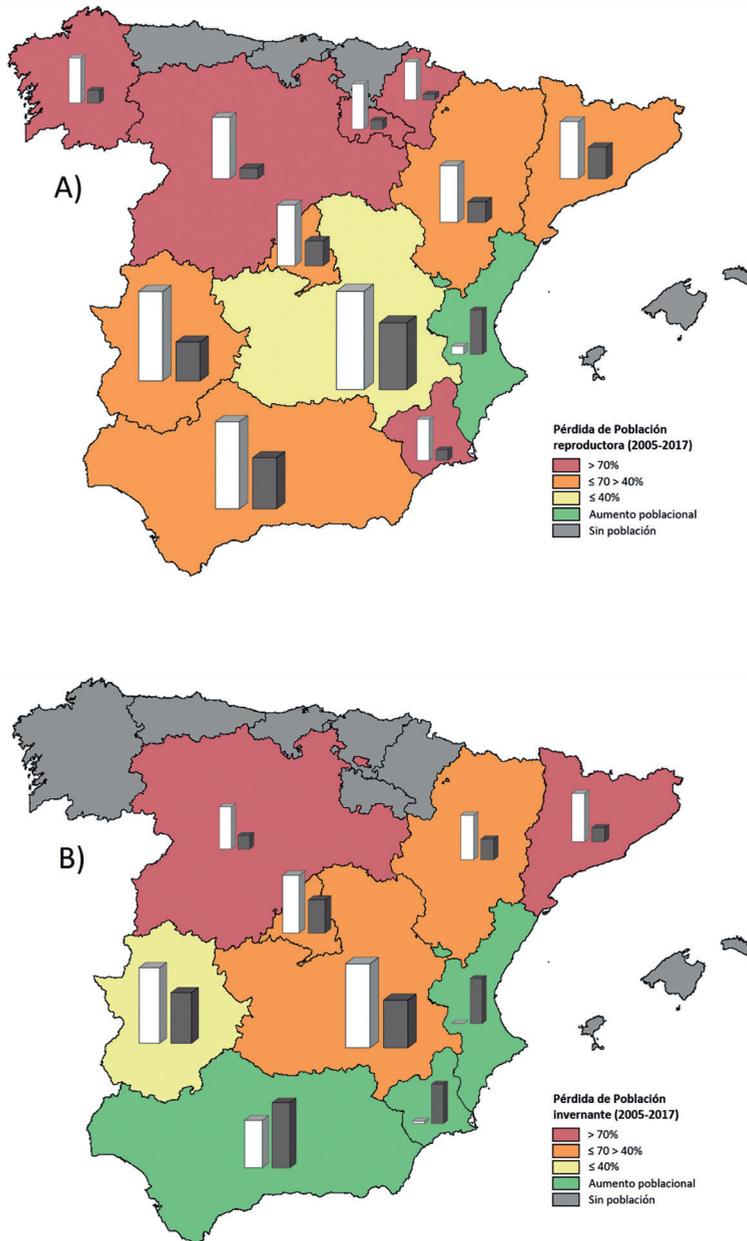


Figura 4.3. Evolución de la población reproductora (A) e invernante (B) de sisón común (*Tetrax tetrax*) en España. [Blanco: I censo nacional (2005); Negro: II censo nacional (2017). Se relaciona el tamaño de cada gráfica con el volumen poblacional de cada comunidad]. Fuente: García de la Morena et al. (2006, 2018).

REGIÓN TERRITORIO	METODOLOGÍA	N	AUTOR
España	Individuos	50.000-70.000	Garzón (Cramp y Simmons, 1980)
España	Machos rep.	100.000-200.000	De Juana y Martínez (1996)
Sur España	Machos rep.	170.000	Martínez y de Juana (1996)
España	Machos rep.	50.000-100.000	Madroño et al. (2004)
España	Individuos	100.000-200.000	García de la Morena et al. (2006)
España	Machos rep.	60.961	García de la Morena et al. (2006)
España	Invernantes	22.442	García de la Morena et al. (2006)
España	Machos rep.	38.856	García de la Morena et al. (2018)
España	Invernantes	15.022	García de la Morena et al. (2018)
CC.AA.			
Andalucía	Machos rep.	4.479	García de la Morena et al. (2006)
Andalucía	Machos rep.	3.387	García de la Morena et al. (2018)
Andalucía	Invernantes	555	García de la Morena et al. (2006)
Andalucía	Invernantes	772	García de la Morena et al. (2018)
Aragón	Individuos	971	Sampietro et al. (1998)
Aragón	Machos rep.	3.624	García de la Morena et al. (2006)
Aragón	Machos rep.	1.804	García de la Morena et al. (2018)
Aragón	Invernantes	370	García de la Morena et al. (2006)
Aragón	Invernantes	190	García de la Morena et al. (2018)
Castilla-la Mancha	Machos rep.	32.000-35.000	Martínez (2000)
Castilla-la Mancha	Machos rep.	27.667	García de la Morena et al. (2006)
Castilla-la Mancha	Machos rep.	25.478	García de la Morena et al. (2018)
Castilla-la Mancha	Invernantes	14.041	García de la Morena et al. (2006)
Castilla-La Mancha	Invernantes	9.163	García de la Morena et al. (2018)
Castilla y León	Machos rep.	6.881	García de la Morena et al. (2006)
Castilla y León	Machos rep.	1.828	García de la Morena et al. (2018)

Tabla 4.4 (Contin.). Resumen de las estimas poblacionales de sisón común (*Tetrax tetrax*) según diversos trabajos en España durante las últimas décadas.

REGIÓN TERRITORIO	METODOLOGÍA	N	AUTOR
Castilla y León	Invernantes	106	García de la Morena et al. (2006)
Castilla y León	Invernantes	30	García de la Morena et al. (2018)
Cataluña	Machos rep.	600-700	Bota (2002)
Cataluña	Machos rep.	1.557	García de la Morena et al. (2006)
Cataluña	Machos rep.	1.162	García de la Morena et al. (2018)
Cataluña	Invernantes	1.595	García de la Morena et al. (2006)
Cataluña	Invernantes	462	García de la Morena et al. (2018)
C. Valenciana	Machos rep.	4	García de la Morena et al. (2006)
C. Valenciana	Machos rep.	44	García de la Morena et al. (2018)
C. Valenciana	Invernantes	5	García de la Morena et al. (2018)
Extremadura	Machos rep.	12.711	García de la Morena et al. (2006)
Extremadura	Machos rep.	3.872	García de la Morena et al. (2018)
Extremadura	Invernantes	4.785	García de la Morena et al. (2006)
Extremadura	Invernantes	3.244	García de la Morena et al. (2018)
Galicia	Machos rep.	36	Villarino et al. (2002)
Galicia	Machos rep.	30	García de la Morena et al. (2006)
Galicia	Machos rep.	7	García de la Morena et al. (2018)
La Rioja	Machos rep.	Muy escaso	Gutiérrez Expósito (2000)
La Rioja	Machos rep.	10	García de la Morena et al. (2006)
La Rioja	Machos rep.	2	García de la Morena et al. (2018)
Madrid	Machos rep.	2.647	García de la Morena et al. (2006)
Madrid	Machos rep.	909	García de la Morena et al. (2018)
Madrid	Invernantes	976	García de la Morena et al. (2006)
Madrid	Invernante	522	García de la Morena et al. (2018)
Murcia	Machos rep.	347	García de la Morena et al. (2006)
Murcia	Machos rep.	140	García de la Morena et al. (2018)

Tabla 4.4 Resumen de las estimas poblacionales de sisón común (*Tetrax tetrax*) según diversos trabajos en España durante las últimas décadas.

REGIÓN TERRITORIO	METODOLOGÍA	N	AUTOR
Murcia	Invernantes	14	García de la Morena et al. (2006)
Murcia	Invernantes	254	García de la Morena et al. (2018)
Navarra	Machos rep.	200-400	García de la Morena et al. (2003)
Navarra	Machos rep.	1.003	García de la Morena et al. (2006)
Navarra	Machos rep.	148	García de la Morena et al. (2018)
Provincias			
Burgos	Parejas	50-80	Román et al. (1996)
Burgos	Machos rep.	175-200	García de la Morena et al. (2003)
Doñana	Machos rep.	20-50	García et al. (2000)
Lleida	Machos rep.	600	Estrada et al. (1994)
Navarra	Parejas	40-50	Elósegui(1985)
Palencia	Machos rep.	250	Jubete(1997)
Salamanca	Parejas	400-600	Carnero y Peris(1998)
Soria	Machos rep.	200-300	García de la Morena et al. (2003)
Valladolid	Machos rep.	1.000	Martínez(1999)
Yecla-Jumilla	Hembras rep.	7	Martínez et al. (1996)

Tabla 4.4 (Contin.). Resumen de las estimas poblacionales de sisón común (*Tetrax tetrax*) según diversos trabajos en España durante las últimas décadas.

4.2.2. Población y tendencia portuguesa

La población lusa representa en torno al 20% del contingente ibérico y se encuentra restringida al tercio sur del territorio, principalmente en la región del Alentejo (Silva et al., 2018).

Analizando concretamente la población reproductora, según el último censo nacional(2016), alcanza los casi 9.000 machos reproductores, presentando como principal población el área de Castro Verde con 3.000 individuos (34%). Otros territorios con importantes poblaciones de la especie son el entorno del río Guadiana con 640 machos (7%) y Cuba (353; 4%). Otras áreas estudiadas presentan cifras inferiores a 200 machos, entre las cuales cabe citar las regiones de Moura/Morão/Barrancos, Vila Fernando, Reguengos de Monsaraz o São Vicente. Un tercer conjunto, el cual agrupa al resto de población más dispersa o segmentada, contiene el 44% de los machos censados lo que detona la importancia de estas otras áreas en el conjunto de la población portuguesa (Silva et al., 2018)(Tabla 4.5).

La tendencia poblacional de la especie en territorio portugués se asemeja a la española, no solo debido a su proximidad física, sino además por presentar una gran similitud en las amenazas y problemáticas sufridas por la especie (Silva *et al.*, 2019). A finales de la segunda mitad del siglo pasado la población general del país se estimó entre 10.000 y 20.000 ejemplares (Rufino, 1989). Ya a finales de la década de los noventa esta cifra se ajustó a unos 15.500 individuos (13.000-18.000), aunque se debe señalar cierta incertidumbre en estas cifras (Hagemeijer y Blair, 1997). Por tanto, el sisón en Portugal ha experimentado una tendencia poblacional negativa, registrada desde principios del siglo XX y acentuada principalmente durante la segunda mitad de este (Morales y Bretagnolle, 2021). En la actualidad, presenta un decrecimiento cercano al 50% de la población reproductora con respecto al primer censo nacional (2003-2006) (Silva y Pinto, 2006; Silva *et al.*, 2019) (Tabla 4.5). Cabe señalar una disminución del 25% de los machos en las áreas de protegidas y hasta un 64% fuera de estas, denotando la importancia de este tipo de entornos para la especie. A pesar de ello, la densidad de la población se vio más afectada relativamente dentro de los espacios protegidos (Silva *et al.*, 2018).

CENSO REPRODUCTOR			
ÁREA DE ESTUDIO	I C.N. (2003-2006)	II C.N. (2016)	TENDENCIA
Castro Verde	3.390	3.090	-8,8 %
Planicie de Évora	394	247	-37,3 %
Moura/Morão/Barrancos	828	188	-77,3 %
Río Guadiana	368	640	+73,9%
Campo Maior	203	55	-72,9 %
Cuba	350	353	+0,9 %
Vila Fernando	285	140	-50,9 %
Veiros	66	44	-33,3 %
Monforte	22	20	-9,1 %
Reguengos de Monsaraz	252	112	-55,6 %
São Vicente	318	107	-66,4 %
Torre da Bolsa	217	12	-94,5 %
Otras áreas	10.724	3.892	-63,7 %
Portugal	17.419	8.900	-48,9 %

Tabla 4.5. Comparación de los resultados obtenidos en los dos grandes censos reproductores de sisón común (*Tetrax tetrax*) en Portugal (2003-2016). Fuente: (Silva *et al.*, 2006; 2018; 2019).

Las áreas con mayor pérdida de machos reproductores son Moura/Morão/Barrancos (-77,3%), Campo Maior (-72,9%), São Vicente (-66,4%), y muy especialmente Torre da Bolsa, donde el descenso reproductor supera el 90%, lo que supone la práctica desaparición del sisón en esta área. Caso contrario ha ocurrido en zonas como Rio Guadiana y menor en medida Cuba, donde la tendencia poblacional se presenta positiva (Silva *et al.*, 2019). A pesar de ello, una pérdida del 50% del contingente reproductor portugués, representa la realidad de esta especie, la cual se encuentra en un declive constante y continuo y, en consecuencia, presenta un futuro poco esperanzador si no se adoptan las medidas pertinentes.

Por último, el conocimiento de la población portuguesa durante el invierno es bastante escaso. En la invernada 2003/04 se comenzó por primera vez en la región del Alentejo, una estima fiable de esta población durante 3 invernadas consecutivas (Silva y Pinto, 2006). Así pues, las principales áreas de invernada para el sisón durante el invierno son el municipio de Ferreira do Alentejo, una gran área entre los municipios de Beja, Serpa y Moura, otra más pequeña aledaña a Vidigueira y otra de mayor tamaño cercana a Évora, Redondo y Reguengos de Monsaraz (Silva y Pinto, 2006).

En resumen, la población portuguesa ha sufrido un fuerte decrecimiento en las últimas décadas tanto del contingente reproductor como de las poblaciones no reproductoras (Silva y Pinto, 2006; Silva *et al.* 2019). El rápido descenso de estas poblaciones pone de manifiesto la urgencia en adoptar las medidas pertinentes en la conservación de esta ave.

4.3. DENSIDAD POBLACIONAL IBÉRICA

Otro aspecto a tener en cuenta en el estudio de la población es la densidad. Esta se ha estudiado para el sisón común en diferentes ocasiones en la península Ibérica, aunque en la mayor parte de las ocasiones restringida a áreas concretas, (ver, por ejemplo: Martínez, 1994; Campos y López, 1996; de Juana y Martínez, 1996; Moreira y Leitão, 1996; García de la Morena *et al.*, 2006, 2018; Silva *et al.*, 2010, 2014).

En primer lugar, de Juana y Martínez (1996) obtuvieron una gran variación de resultados en función del área de estudio. Así pues, encontraron grandes densidades de machos (número de ejemplares/km²) en Campo Azálvaro (5,3-7,3) y Extremadura (4,6); densidades alrededor de los 3-4 machos/km en Dropesa, Valdeterres del Jarama, Villafáfila, Zarza del Tajo, Higuera y Ocaña; y finalmente, territorios con densidades algo menores (1,2-2,4) como es el caso de Colmenar Viejo.

Posteriormente, durante el primer censo nacional para la especie (2005; García de la Morena *et al.*, 2006) se pudo obtener por primera vez esta información a nivel estatal. De tal forma que se obtuvieron las densidades de población de la especie no solo por comunidades autónomas, sino además por provincias, donde destacaron con densidades superiores a 1,7 machos/km² las provincias de Badajoz, Murcia, Lleida, Toledo y Ciudad Real (1,73; 1,86; 1,91; 3,08 y 3,28 respectivamente). En contraposición, las provincias con densidades más bajas (menores a 0,25 machos/km²) fueron Teruel, Alicante, Salamanca, Palencia y Burgos (0,31; 0,25; 0,23; 0,22 y 0,04). Además, también se estudió la densidad de individuos (número de ejemplares/km²) en las áreas de invernada, consolidando a Lleida, Ciudad Real y Cáceres como las provincias con mayor número de ejemplares por área en este periodo.

Finalmente, según el último censo nacional realizado en 2016 (García de la Morena et al., 2018), los resultados obtenidos de la densidad de población reproductora (machos/km²) no distan demasiado a los obtenidos en 2005 (Tabla 4.6). De modo que Ciudad Real, Lleida y Toledo continúan a la cabeza (2,10; 1,55 y 1,00 respectivamente), junto a las provincias de Málaga (1,45) y Albacete (1,10). Por contra, las provincias con valores inferiores a 0,25 machos/km² fueron Soria (0,17), Huesca (0,15) y Ávila (0,5). Del mismo modo, tampoco se encontraron grandes diferencias en la densidad de población invernada; Cáceres y Ciudad Real se consolidan nuevamente como unas de las principales áreas de invernada, además de Murcia (0,96) y muy especialmente la provincia de Huelva, la cual llega a alcanzar incluso los 13,24 ejemplares/ km², lo que la consolida como el territorio con mayor densidad poblacional durante el periodo invernada en dicho estudio.

Estudios ibéricos, dirigidos a la biología de la reproducción, desarrollados en el Alentejo (Portugal), demostraron diferentes densidades poblacionales no solo a lo largo de las diferentes etapas del periodo reproductor de la especie, sino además entre sexos (Silva et al., 2014). Así pues, se encontraron densidades a escala regional de 7,3 hembras y 8,1 machos reproductores/100 ha durante la etapa de anidamiento (*nesting*) correspondiendo con una ratio sexual aproximado de 1:1 (Silva et al., 2014). Según Silva y colaboradores (2010), en Portugal se han llegado a registrar hasta 37 machos/100 ha en hábitats óptimos, convirtiendo estas cifras, junto a las obtenidas por Devoucoux et al. (2018; 23 machos/100 ha; 25 hembras/100), probablemente en las densidades más altas observadas en todo Occidente. Estos resultados muestran como el área de estudio se presenta como muy favorable para la especie con valores muy por encima de otros resultados regionales en la península (1,4 y 0,54 hembras/100 ha, Morales et al., 2008; Faria et al., 2012b respectivamente) o incluso otras áreas de distribución como Francia (6/100 ha, Wolff et al., 2002).

De forma general, estas diferencias en la densidad de población entre distintas áreas y en diferentes periodos de estudio están íntimamente relacionadas con la calidad del hábitat; tanto de la estructura del paisaje (rotación de cultivos, tamaño de los cultivos, disponibilidad de hábitats favorables, altura de la vegetación, etc.), como con la climatología del área, precipitaciones principalmente, las cuales influyen directamente sobre vegetación herbácea estacional (Wolff et al., 2001; Martínez y Tapia, 2002; Morales et al., 2005b; Silva et al., 2010). Más concretamente, la densidad poblacional del sisón se encuentra muy relacionada con el tamaño de los cultivos. Trabajos españoles y franceses encontraron densidades de población más altas en campos de pequeño tamaño y mayor diversidad de usos (Martínez, 1994; Campos y López, 1996; Salamolard et al., 1996; Morales et al., 2006; García et al., 2007). Sin embargo, en la estructura de la gran propiedad, también se encuentran altas densidades, donde los grandes pastizales y posíos del sur del país contienen las mayores de densidades registradas (Moreira y Leitão, 1996; Silva et al., 2010, 2014; Moreira et al., 2012). Por ello, este factor puede no influir de igual manera en todas las áreas de distribución del sisón y puesto que se considera una variable fundamental para su conservación, es de vital importancia comprender su influencia en la densidad poblacional de la especie (Silva et al. 2010).

COMUNIDAD AUTÓNOMA	INVIERNO I C.N.	INVIERNO II C.N.	PRIMAVERA I C.N.	PRIMAVERA II C.N.
Andalucía	0,20	0,18	0,45	0,62
Aragón	0,20	0,10	0,90	0,33
Castilla-La Mancha	1,30	0,66	0,55	1,20
Castilla y León	0,10	0,02	0,70	0,15
Cataluña	5,90	0,55	0,70	1,55
Comunidad Valenciana	0,00	0,05	-	-
Extremadura	1,00	1,08	1,00	0,45
Galicia	-	-	-	-
La Rioja	-	-	-	-
Madrid	0,60	0,39	-	0,75
Murcia	0,10	0,96	-	0,30
Navarra	-	-	-	0,30
Total	0,90	0,49	0,71	0,63

Tabla 4.6. Densidades poblacionales medias de sisón común (*Tetrax tetrax*) en periodo invernal y reproductor durante los dos grandes censos nacionales. Se muestran individuos por km². La estima primaveral se corresponde con el número de machos unidad de superficie. Fuente: García de la Morena et al., 2018.

5. SELECCIÓN DEL HÁBITAT

Estudiar las preferencias de hábitat de las especies animales permite comprender los factores que las modulan y, por tanto, estudiar la distribución y abundancia de estos organismos en el entorno. La selección del hábitat por parte de estas especies está condicionada por factores tanto de tipo evolutivo como ecológico (Morris et al., 2003). Al tratarse de una especie con un sistema de reproducción tipo *lek*, este puede condicionar los patrones de ocurrencia (Morales et al., 2001; Devoucoux et al., 2018).

El hábitat del sisón común ha sido ampliamente estudiado a lo largo de las últimas décadas, debido en gran parte a la necesidad de su conocimiento para una correcta conservación de la especie. Por ello, se han realizado estudios tanto de hábitat reproductor (p. ej. Martínez, 1994, 1998; Traba et al., 2008; Faria y Rabaça, 2012; Wolff et al., 2002) como invernal (Silva et al., 2004; Faria y Silva, 2010) en las principales regiones europeas con presencia de la especie: España (Campos y López, 1996; Arcos y salvadores, 2005; Delgado, 2009; Morales et al., 2013), Portugal (Moreira, 1999; Faria y Rabaça, 2004; Silva et al., 2010; Faria y Morales, 2017) y Francia (Salamolard y Moreau, 1999; Devoucoux et al., 2018).

De forma general, el sisón común es una especie adaptada a zonas abiertas, llanas o con ligeras ondulaciones. Asociado principalmente a sistemas de cultivo tradicional y pastos extensivos. Estos paisajes son predominantes en la península Ibérica y mantienen importantes poblaciones de aves amenazadas como la avutarda (*Otis tarda*), aguilucho cenizo (*Circus pygargus*), cernícalo primilla (*Falco naumanni*) o el propio sisón (Suárez *et al.*, 1997), por tanto, estos espacios se catalogan como de alto valor ecológico. Así pues, la península Ibérica se consolida como una de las principales áreas esteparias del todo el Paleártico, albergando un gran número de estas especies orníticas de gran valor en conservación, convirtiéndose en uno de los grandes bastiones para este grupo de aves (Tucker y Evans, 1997; de Juana, 2004).

Sin embargo, desde mediados del siglo pasado, la intensificación y modernización de la agricultura europea se ha convertido en la principal causa del declive de estas especies y más concretamente del sisón común (de Juana *et al.*, 1993; Tucker y Heath, 1994; Martínez y de Juana, 1996; Chamberlain y Gregory, 1999; Martínez y Tapia, 2002). La intensificación ha evolucionado hacia la reducción de la diversidad de cultivos, la especialización de la agricultura y la reducción de los márgenes, lo que se traduce en una reducción de la biodiversidad (Suárez *et al.*, 1997).

En consecuencia, las densidades más altas de la especie se dan en las áreas menos intensificadas (Silva *et al.*, 2018); situación que se repite a lo largo de toda su distribución (Martínez y Tapia, 2002; Wolf *et al.*, 2001). Esto se debe a una mayor oferta de recursos tróficos, principalmente artrópodos, así como la aparición de cultivos de leguminosas y tierras de barbecho, que provisionan una estructura vegetal adecuada para la reproducción (Martínez, 1998; Salamolard y Moreau, 1999).

5.1. HÁBITAT REPRODUCTOR

Durante el periodo reproductor el sisón común muestra preferencia por posíos o pastos extensivos (Figura 5.1), así como cultivos de leguminosas y alta diversidad de sustratos, con parches paisajísticos y vegetación de baja altura; evitando, por el contrario, cultivos de cereal, labrados y matorrales (Martínez, 1994; Campos y López, 1996; Salamolard y Moreau, 1999; de Juana y Martínez, 2001; Arcos y Salvador, 2005; Silva, 2005; Delgado *et al.*, 2010; Sanz-Pérez *et al.*, 2018). A pesar de ello, las mayores densidades durante la reproducción se dan en las zonas con mayores extensiones de barbecho o pastizales con una altura de la vegetación baja, del mismo modo que pastos de ciclo largo sin actividad ganadera (Silva *et al.*, 2010; Moreira *et al.*, 2012). Por otro lado, selecciona mayoritariamente las áreas internas de las grandes parcelas (Martínez, 1994; Faria y Rabaça, 2004) y rehúsa en gran medida de la cercanía a carreteras y pistas transitadas en época de cría (Suárez-Seoane *et al.*, 2002; Arcos y Salvador, 2005).

El microhábitat de reproducción se encuentra profundamente influenciado por los recursos tróficos, tanto vegetales como animales (artrópodos), constituyendo estos últimos una importante fuente de energía y un factor determinante en la selección de territorios tanto de cría como de reproducción (Martínez, 1998; Jiguet *et al.*, 2002; Traba *et al.*, 2008; Faria *et al.*, 2012a) (ver "7. Ecología trófica"). Además, áreas con gran diversidad de estos recursos, es decir, con una destacada riqueza florística y sobre todo abundancia de fabáceas, junto a una alta disponibilidad de artrópodos (acrididos, formícidos y coleópteros principalmente) se presentan como muy querenciosos para la especie (Jiguet, 2002; Faria *et al.*, 2012a).



Figura 5.1. Macho de sisón común (*Tetrax tetrax*) entre vegetación natural en primavera. Autor: Roberto Sánchez.

Por otro lado, los machos escogen áreas muy concretas para el asentamiento de los "leks" (ver "8.1. Leks: exhibición, defensa y atracción"), estos espacios destinados a la atracción de las hembras y exhibición ante otros machos competidores presentan como principales características una buena visibilidad y una gran oferta trófica, a la vez que disponen de espacios querenciosos para las hembras (altura de la vegetación, zonas de nidificación, cobertura vegetal para los pollos, etc.) (Salamolard y Moreau, 1999; Jiguet et al., 2000, Delgado et al., 2010; Morales et al., 2013; Traba et al., 2015). La predisposición de los machos por estos parajes queda contrastada en la elección de estos territorios repetitivamente entre distintas temporadas y en muchas ocasiones incluso por los mismos individuos (Jiguet y Ollivier, 2002; Silva et al., 2017).

Teniendo en cuenta las preferencias por la selección del hábitat reproductor desde un punto de vista sexual, las principales diferencias se encuentran a escala de microhábitat (Morales et al., 2008; Silva et al., 2014a; Devoucoux et al., 2018). A dicha escala, las hembras prefieren una altura de la vegetación mayor que los machos, en torno a unos 30-40 cm, la cual les ofrece cobijo para nidificar, protegerse de los depredadores e incluso para esconderse de los machos para no ser perseguidas. Por el contrario, los machos seleccionan una vegetación baja (menor a 20cm), probablemente para una mejor exposición ante las hembras (Morales et al., 2008; Silva et al., 2014). Finalmente, la presencia de ejemplares de ambos sexos en el hábitat favorece la abundancia de individuos del sexo contrario, atraídos por la hipotética posibilidad de encontrar pareja (Devoucoux et al., 2018).

También se ha estudiado la relación existente entre la selección del hábitat y las hembras reproductoras, encontrándose algunas diferencias a nivel de microhábitat entre las hembras nidificantes y las hembras con pollos. En este sentido, los barbechos viejos (más de dos años), así como los jóvenes cuando los primeros son insuficientes, son los mayormente escogidos. Por el contrario, los terrenos cultivados y labrados son los menos seleccionados por las hembras en este periodo (Morales *et al.*, 2013; Silva *et al.*, 2014). Por su parte, la mayor parte de los nidos son construidos en los "leks" o en sus cercanías, motivo por el cual la selección del hábitat de nidificación puede guardar en muchas ocasiones una gran similitud con el hábitat de reproducción escogido por los machos (Morales *et al.*, 2013). Las hembras durante la reproducción permanecen en los "leks" o cerca de estos (Morales *et al.*, 2013; Tarajuelo *et al.*, 2013). Este apego de las hembras por criar a la descendencia en los territorios de exhibición de los machos podría estar relacionado con la posibilidad de realizar cópulas tardías y puestas de reposición, en caso de pérdidas tempranas de los pollos (Tarajuelo *et al.*, 2013), o ser una estrategia anti-depredación (Silva *et al.*, 2014). Durante la crianza de los pollos las hembras evitan las zonas aradas y gustan de vegetación semipermanente, barbechos o rastrojeras, donde se permite una alimentación óptima y refugio para la descendencia (Tarajuelo *et al.*, 2013).

En resumen, la estructura de la vegetación y la disponibilidad de alimento son características esenciales para la calidad del hábitat (Martínez, 1998; Jiguet, 2002; Traba *et al.*, 2008; Faria *et al.*, 2012a), sobre todo en áreas donde la especie se encuentra extinta y se pretende su reintroducción (Chiatante y Bogliani, 2013). Estos y otros factores como la actividad ganadera o las relaciones sociales (inter/intraespecíficas) también actúan como moduladores de la selección del hábitat reproductor por parte de la especie (Tarajuelo *et al.*, 2013, 2016, 2017; Faria y Morales, 2017; Devoocoux *et al.*, 2018).

5.2. HÁBITAT POSTREPRODUCTOR

Tras la reproducción, el sisón común ocupa áreas con mayor disponibilidad trófica, baja altura de la vegetación y suelos productivos como rastrojos y cultivos de leguminosas presentando, además, cierta predilección por los suelos ligeramente húmedos. Por el contrario, durante este periodo tienden a evitarse las áreas de pastoreo y los barbechos tan apreciados los meses previos (Silva *et al.*, 2007). Por consiguiente, conservar este tipo de áreas tras el periodo reproductor es de vital importancia para evitar la dispersión de ejemplares en busca de los mismos y así reducir el riesgo de mortalidad en estas travesías. En definitiva, entender los requerimientos de hábitat a lo largo de todo su ciclo anual es de gran transcendencia para la supervivencia de la especie (Silva *et al.*, 2007).

5.3. HÁBITAT INVERNAL

Atendiendo en primer lugar al periodo preinvernal, la selección del hábitat por parte de la especie no parece diferir a grandes rasgos con la selección del hábitat de invernada. El sisón selecciona durante el otoño rastrojos de cereal, tierras en barbecho y suelos productivos, a la vez que zonas con vegetación verde coincidentes con líneas de drenaje de agua (Faria y Silva, 2010; Sanz-Pérez *et al.*, 2018).

Durante el invierno se agrupa en grandes bandos, en ocasiones incluso asociados con otras especies como las gangas ibéricas (*Pterocles alchata*) (de Juana, 1997; de Borbón et al., 1999; Martín et al., 2010). Se aprovecha de barbechos jóvenes y rastros, donde aparecen la nutritiva vegetación recién brotada, aunque también se asocia a áreas de regadío como los cultivos de alfalfa (Leitão y Costa, 2001; García de la Morena et al., 2002, 2004; Silva et al., 2004; Suárez-Seoane et al., 2008; Morales y Delgado, 2012)(Figura 5.2).

Al igual que en el periodo reproductor (ver "5.1. Hábitat reproductor"), durante el invierno el sisón presenta una gran afinidad por una estructura vegetal que le confiera protección, evitando la depredación a la vez que le permite vigilar amplias áreas. Debido a ello, los barbechos más antiguos son normalmente descartados por presentar mucha maleza de años anteriores. No obstante, puede utilizar siembras, las cuales aseguran protección frente a depredadores, alternándolas con cultivos como el brócoli (*Brassica oleracea*)(Silva et al., 2004). De esta forma, la especie busca un equilibrio entre las funciones protectoras del hábitat y optimización en la búsqueda de alimento. Por este motivo tienden a evitar los terrenos arados, los cuales carecen de resguardo y se caracterizan por la escasez de recursos tróficos (Silva et al., 2004).



Figura 5.2. Bando invernal del sisón común (*Tetrax tetrax*) sobrevolando rastros de cereal. Autor: José María Guzmán.

Por otro lado, seleccionan cerros con gran visibilidad alejándose de las áreas con mayor índice de molestias, como caminos y pistas (Silva et al., 2004; Faria y Morales, 2017). Estos entornos albergan mayores densidades de individuos, denotando la querencia de la especie por estos parajes. Además, en el periodo invernal la densidad de ejemplares es menor en las zonas pastoreadas, muy probablemente por la competencia trófica que ejerce el ganado (Silva et al., 2004; Faria y Morales, 2017).

Finalmente, para fomentar la invernada de la especie se deben minimizar las fuentes de perturbación, controlar el pastoreo en las áreas seleccionadas y fomentar el mantenimiento de barbechos jóvenes (Silva *et al.*, 2004; Gauger, 2007). Por ello, es necesario fomentar la agricultura extensiva y gestionar los rastrojos para proporcionar una altura de vegetación compatible con la cobertura requerida por la especie como protección ante los depredadores. Cabe destacar como muchas de estas áreas de invernada se encuentran sin catalogaciones de protección, por lo que su degradación sin control en el futuro puede suponer una seria amenaza para la especie (García de la Morena, 2015).

6. MOVIMIENTOS: MIGRACIÓN Y DISPERSIÓN

El comportamiento migrador del sisón común varía en función de su área de distribución geográfica; así pues, las poblaciones orientales migran hacia el sur de su área de distribución durante el invierno, ocupando territorios de Oriente Medio y la región caucásica, mientras que las poblaciones más occidentales son sedentarias o realizan movimientos de menor distancia (Cramp y Simmons, 1980; Glutz Von Blotzheim, 1994; del Hoyo *et al.*, 1996; De la Morena *et al.*, 2015; BirdLife International, 2022).

La migración hacia los territorios de invierno en Asia tiene como principales destinos Azerbaiyán, sur de Uzbekistán, Turkmenistán, norte de Irán y noroeste de Afganistán. En menor medida también pueden invernar en regiones como Turquía, Pakistán e Israel (BirdLife International, 2022). Durante los movimientos de migración de estas poblaciones, uno de los principales pasos migratorios para la especie en el suroeste de Asia es Besh Barmang, el cual actúa como cuello de botella frente a dos grandes barreras naturales, el Cáucaso y el mar Caspio (Heiss, 2013).

La migración de la población reproductora francesa se produce casi exclusivamente hacia la mitad sur de la península Ibérica, principalmente en Extremadura y el Estuario del Tajo (Morales y Delgado, 2012). La especie realiza estos desplazamientos en un periodo de tiempo relativamente corto (2-5 días) en el cual pueden llegar a recorrer incluso más de 1.000 km (Villers *et al.*, 2010). Estos grandes movimientos, así como los de menor distancia normalmente se realizan durante la noche, evitando así a los depredadores y aprovechando las temperaturas más frescas; la migración nocturna, además permite no emplear en esta el tiempo destinado a la búsqueda de alimento durante el día. En el transcurso de estos desplazamientos el sisón común puede realizar entre una y tres escalas durante los trayectos más largos (más de 300 km), con una duración de menos de 24 horas por parada (Villers *et al.*, 2010; Alonso *et al.*, 2020).

En la península Ibérica la especie se considera parcialmente migradora, esto significa que no todos los individuos realizan movimientos migratorios, algunos son residentes y otros realizan algún movimiento de corta o media distancia a lo largo de su ciclo vital (Silva *et al.*, 2007; García de la Morena *et al.*, 2015; Alonso *et al.*, 2020). La migración se sucede durante el verano e invierno, desde las poblaciones norteñas hacia el sur, donde se concentran en grandes bandos para retornar a sus áreas reproductivas durante la primavera (Díaz *et al.*, 1996; García de la Morena *et al.*, 2006, 2015, 2018; Morales *et al.*, 2022). En este contexto, las principales áreas de invernada son Castilla-La Mancha, Extremadura y Andalucía (Bernis,

1966; Sampietro *et al.*, 2008; García de la Morena *et al.*, 2009, 2018). La especie muestra una gran fidelidad entre distintas temporadas tanto por los territorios de cría como de invernada, a pesar de que en ocasiones se producen cambios de territorio en la misma temporada (Alonso *et al.*, 2020).



Figura 6.1. Sisón común (*Tetrax tetrax*) marcado con GPS. Autor: Roberto Sánchez.

Por otro lado, se han identificado distintos patrones migratorios, donde destacan ejemplares con dispersiones estivales-invernales, otros como movimientos postreproductivos distintos del lugar de invernada o incluso ejemplares totalmente sedentarios, si bien cabe destacar, que estos últimos apenas representan el 10% de la población (García de la Morena *et al.*, 2015; Alonso *et al.*, 2020; Morales *et al.*, 2022).

Teniendo en cuenta las posibles diferencias en el patrón migratorio en relación con la geografía peninsular, la migración estival se da prácticamente en toda la península, aunque con mayor frecuencia en zonas mediterráneas semiáridas. Sin embargo, la migración invernal se sucede principalmente en la mitad norte peninsular. Finalmente, los individuos sedentarios tan solo se encuentran en territorios meridionales (García de la Morena *et al.*, 2015).

De forma general, la migración prereproductiva comienza a mediados de marzo y la postreproductiva o estival a finales de junio, donde se desplazan hacia los territorios de verano hasta el otoño. Estas áreas veraniegas son normalmente más húmedas y normalmente de mayor altura que las seleccionadas durante el invierno (García de la Morena *et al.*, 2006), sin embargo, también puede darse en zonas de regadío cercanas a las zonas de cría. En cambio, los desplazamientos invernales se dan a principios de octubre extendiéndose este periodo hasta noviembre, apareciendo ligeras diferencias

según las distintas áreas de estudio. Los máximos poblacionales en las áreas de invierno (bandos) se dan durante diciembre/enero y son abandonadas a principios de marzo (Díaz *et al.*, 1996; García de la Morena *et al.*, 2006, 2009, 2015; Martínez, 2016; Alonso *et al.*, 2020).

Cabe destacar como la península Ibérica es una importante zona de invernada de ejemplares franceses, alojándose la mayor parte de estos en la Meseta Sur (Bernis, 1966; Tellería 1981; de Juan y Martínez, 1997; Morales *et al.*, 2002; Delgado *et al.*, 2010; Villers *et al.*, 2010; Martínez, 2016). La migración de estas aves está motivada principalmente por componentes genéticos; a pesar de ello, se confirma una gran similitud genética entre poblaciones ibéricas y francesas (García *et al.*, 2011); así, ejemplares nacidos en Francia procedentes de huevos recolectados en España no realizan la migración. Sin embargo, este fenómeno de la migración no parece estar influenciado por la procedencia de los individuos (silvestre/cautividad), reafirmando aún más el componente genético de estos movimientos (Villers *et al.*, 2010).

Todo ello demuestra la gran variedad de patrones de movimientos migratorios que presenta la especie, los cuales utiliza para reubicarse (“stopovers”) hasta las distintas áreas de ocupación (hábitats) en función de la fenología y los distintos requerimientos ambientales necesarios en las diferentes etapas de su biología (ver “5. Selección del hábitat”).

7. ECOLOGÍA TRÓFICA

Las diferentes estrategias alimenticias, sumado a la selección de la dieta influyen se forma muy notable tanto en la supervivencia de los individuos como en el éxito reproductivo de las especies. Por ello, el estudio de la ecología trófica es fundamental para gestionar la conservación de especies y más concretamente de aquellas amenazadas (Bravo *et al.*, 2017). En el caso del sisón, a pesar del fuerte decrecimiento poblacional que está sufriendo a lo largo y ancho de su distribución, son quizás escasos el número de trabajos en este sentido, siendo necesario un estudio actualizado de la dieta de la especie a lo largo de todo el ciclo anual (Bravo *et al.*, 2017). De forma general, los trabajos en este campo han estado dirigidos a la época reproductora (Shlyakhtin *et al.*, 2004) e invernal (Bravo *et al.*, 2017), así como al estudio del componente animal en la dieta de la especie (Jiguet, 2002).

Así pues, el sisón común se alimenta principalmente de material vegetal (Figura 7.1) y en menor medida de artrópodos, aunque no descarta de forma ocasional el consumo de moluscos, anélidos o pequeños vertebrados (roedores, anfibios o reptiles) (Cramp y Simmons, 1980; Jiguet, 2002; Bravo *et al.*, 2017). La especie adapta su alimentación a la disponibilidad de alimento en el medio, la cual está muy condicionada por ciclo fenológico. En cuanto a la búsqueda de alimento, el sisón destina un mayor tiempo a esta actividad durante las primeras horas de la mañana y últimas de la tarde (Cramp y Simmons, 1980).

Existe una clara distinción entre la dieta de los sisones adultos y jóvenes (Cramp y Simmons, 1980). Los ejemplares adultos consumen principalmente vegetales, sobre todo durante el invierno y la época prenupcial, momento en el que forman los grandes bandos alrededor de áreas con una gran disponibilidad de alimento (Bravo *et al.*, 2017). En este periodo, los sisones consumen más de 60 especies de plantas, destacando cierta predilección por las fabáceas (Jiguet, 2002; Shlyakhtin *et al.*, 2004; Bravo *et al.*, 2017). Este hecho queda contrastado en la selección activa por parte de la especie, de hábitats con presencia de este tipo de cultivos (Silva *et al.*, 2004; Villers, 2010; Faria *et al.*, 2012). Tal es la querencia de los ejemplares adultos por estos recursos vegetales, que incluso cuando la disponibilidad de artrópodos es elevada, el consumo de vegetales conforma más del 90% del peso seco de la dieta (Jiguet, 2002).

A su vez, la composición de la dieta varía entre zonas de regadío y secano. En las primeras, se acentúa el consumo de leguminosas, principalmente la alfalfa (*Medicago sativa*), mientras que en áreas de secano la alimentación es mucho más diversa, compuesta por multitud de especies silvestres como compuestas, crucíferas o papaveráceas y otras cultivadas como la veza (*Vicia sativa*) (Tabla 7.1). De forma general, las monocotiledóneas son poco consumidas, probablemente como consecuencia de la mala digestibilidad de estas para la especie (Smith *et al.*, 1972). Este hecho ha sido igualmente contrastado en otras especies de hábitos similares como es el caso de la avutarda (Lane *et al.*, 1999; Bravo *et al.*, 2016).

GRUPOS VEGETALES	ZONAS DE REGADÍO	ZONAS DE SECANO	TOTAL
Leguminosas cultivadas	67,0 ± 28,4	26,5 ± 28,4	46,7 ± 34,5
Leguminosas silvestres	0,1 ± 0,1	2,0 ± 4,2	1,0 ± 3,0
Gramíneas cultivadas	0,7 ± 1,7	11,0 ± 10,6	5,8 ± 9,0
Gramíneas silvestres	0,9 ± 1,1	2,8 ± 2,5	1,9 ± 2,1
Papaveráceas	1,2 ± 1,6	8,3 ± 19,2	4,7 ± 13,7
Compuestas	2,0 ± 2,4	16,3 ± 15,2	9,1 ± 12,8
Crucíferas	25,2 ± 25,5	21,6 ± 15,1	23,4 ± 20,3
Convolvuláceas	0,1 ± 0,5	1,5 ± 5,1	1,8 ± 5,4
Lamiáceas	1,4 ± 3,4	6,3 ± 13,2	4,1 ± 7,3
Otras	1,5 ± 2,1	3,9 ± 3,4	1,5 ± 1,5

Tabla 7.1. Composición de la dieta del sisón común (*Tetrax tetrax*). Frecuencia de aparición (%) de los distintos grupos vegetales en las muestras recolectados (heces) durante el periodo invernal. Fuente: Bravo *et al.* (2017).

A pesar de la importancia del consumo de vegetales, los artrópodos son un recurso especialmente importante como fuente proteica para el desarrollo de los pollos, influyendo incluso en factores tan determinantes como la selección del hábitat o el éxito reproductivo (Jiguet, 2002; Traba *et al.*, 2008; Bretagnolle *et al.*, 2011). Se conocen hasta seis órdenes de insectos y dos de arácnidos en la dieta de este otídido (Tabla 7.2). En este sentido, destacan los coleópteros, los cuales representan el 56% de los insectos consumidos, seguidos de dermápteros, ortópteros e himenópteros y en menor medida dípteros y arácnidos (Jiguet, 2002; Shlyakhtin *et al.*, 2004). Señalar, la baja digestibilidad de los himenópteros, los cuales aparecían prácticamente intactos tras pasar por el tracto digestivo. Esta proporción de insectos en la dieta varía a lo largo de las estaciones debido principalmente a su disponibilidad, sin embargo, los coleópteros siempre se presentan como el taxón dominante (Jiguet, 2002). Por otro lado, el número de presas capturadas también varía a lo largo del año, desde la práctica inexistencia de estas en las heces durante el invierno, hasta una media de cinco artrópodos por muestra en los meses estivales (Jiguet, 2002).

El sisón, pese a mostrar una clara predilección por ciertos taxones tanto vegetales como animales, necesita de una dieta variada y diversa, donde la especie optimiza el esfuerzo empleado en la búsqueda/captura de cada recurso y el beneficio obtenido de estos, de acuerdo con la Teoría del "forrajeo óptimo" (Stephens y Krebs, 1986; Bravo *et al.*, 2017).

Por otro lado, no se encuentran diferencias en la composición de la dieta entre machos y hembras, aunque sí en la cantidad ingerida. Los machos capturan más del doble de presas animales que las hembras, al menos durante el periodo reproductivo, debido probablemente a su mayor tamaño, a una mayor actividad durante la época reproductora (cortejos, luchas, cópulas, etc.), o a una mayor disponibilidad de tiempo al no compartir los cuidados parentales con las hembras (Jiguet, 2002).

Los pollos, sobre todo en sus primeras etapas de vida, se alimentan casi exclusivamente de presas animales, donde cabe destacar un notable consumo de coleópteros y ortópteros, un recurso proteico imprescindible para el desarrollo de estos (Jiguet, 2002). Como anécdota, se ha llegado a contabilizar el consumo de unas 200 presas al día en ejemplares criados en cautividad (Bretagnolle *et al.*, 2011). En consecuencia, estos jóvenes ingieren hasta tres veces más de presas animales por jornada que un adulto (Jiguet, 2002). No es hasta la tercera semana cuando los pollos empiezan a incorporar vegetales en la dieta, aumentando gradualmente este consumo hasta suponer la práctica totalidad de la alimentación adulta (Jiguet, 2002).



Figura 7.1. Macho de sisón común (*Tetrax tetrax*) alimentándose de leguminosas durante la primavera. Autor: Roberto Sánchez.

GRUPOS ANIMALES	ANÁLISIS ESTOMACAL (%)	ANÁLISIS FECALES (%)	
		MAR-OCT	JUN-JUL
Insectos	100	99,2	99,1
Coleoptera	73,6	55,9	57,1
Dermáptera	4,4	20,6	21,9
Orthoptera	16,7	11,0	12,7
Hymenoptera	4,4	8,2	4,4
Lepidoptera	0,9	3,1	3,0
Díptera	-	0,4	-
Arácnidos	-	0,8	0,8
Opiliones	-	0,6	0,6
Aeaneidae	-	0,2	0,2

Tabla 7.2. Composición de la dieta del sisón común. Frecuencia de aparición de los distintos grupos de invertebrados en las muestras recolectados (heces) durante el periodo de estudio. Fuente: Jiguet (2002).

Por tanto, es de vital importancia aplicar medidas que promuevan una mayor disponibilidad de artrópodos, sobre todo en época reproductora, potenciando así la supervivencia de los pollos. En este sentido, el mantenimiento de barbechos se presenta como una medida clave, pues estos entornos albergan hasta diez veces más de invertebrados que otras áreas intensificadas (Jiguet, 2002; Bonell *et al.*, 2017). De esta manera, se contrarresta, en la medida de lo posible, la intensificación descontrolada, la cual está directamente relacionada con la pérdida de estos recursos (Clere y Bretagnolle, 2001; Bonell *et al.*, 2017).

8. BIOLOGÍA DE LA REPRODUCCIÓN

8.1. LEKS: EXHIBICIÓN, DEFENSA Y ATRACCIÓN

Los sistemas de emparejamiento de tipo *leks* consisten en la defensa de determinados territorios por parte de los machos, donde las hembras son atraídas con fines reproductivos mediante cortejos más o menos elaborados, no compartiendo los cuidados parentales (Höglund y Alatalo, 1995). Estos *leks*, aunque han sido descritos en numerosas especies animales, son considerados un sistema reproductivo poco generalizado en la ornitología, se cree que menos del 1% de las aves presentan este tipo de reproducción (Höglund y Alatalo, 1995; Ligon, 1999; Jiguet *et al.*, 2000).

Este tipo de comportamiento sexual debe cumplir una serie de condicionantes. En primer lugar, se caracterizan por la ausencia total del cuidado parental masculino. Por otro lado, los machos forman territorios separados entre sí, donde exhiben sus caracteres sexuales. En ocasiones, hay ciertos sistemas reproductivos que no cumplen estrictamente todos estos requisitos o condicionantes, pero son considerados igualmente como tales, los denominados "*leks no clásicos*". En este contexto, encontramos los "*leks dispersos*" (*exploited leks*), en los cuales los machos se exhiben separados a distancias más o menos considerables, pudiendo las hembras encontrar a la vez que los machos, recursos tróficos y lugares de nidificación, incumpliendo así alguno de los condicionantes de este tipo de emparejamientos anteriormente descritos (Ligon, 1999). El sisón común presenta un tipo de reproducción poligínica del tipo *lek disperso*, mediante la cual los machos defienden entre sí territorios colindantes, a la vez que atraen a las hembras hasta sus territorios por medio de comportamientos nupciales, así como por la calidad del territorio que regentan (disponibilidad de recursos tróficos, refugio, lugares de anidación, etc.).

Las zonas con mayores densidades de machos reproductores coinciden con hábitats de elevada calidad, que se mantienen estables entre años, existiendo una alta fidelidad a los lugares de parada por parte de los machos territoriales (Silva *et al.*, 2017). Estos machos territoriales atraen tanto a hembras, como a machos satélites que buscan parasitar su territorio, lo que apoya la teoría de los *leks* como "*hotshot*" (Höglund y Alatalo, 1995). Los machos tienden a ser territoriales con la edad, reduciendo su área vital entre años. Así, los *leks* funcionales de machos reproductores tienden a empezar como machos satélites o flotantes, pero evolucionan con el tiempo hasta convertirse en territoriales (Silva *et al.*, 2017). En las zonas de alta densidad se ha observado una proporción de un

tercio de machos territoriales, un tercio de machos satélites y un tercio de machos que cambiaban de estrategia durante la época de cría (Silva *et al.*, 2017). Por otro lado, se ha podido demostrar como la defensa de estos territorios es mucho más intensa en aquellos con mayor abundancia de machos (Ponjoan *et al.*, 2012; Morales *et al.*, 2014).

La atracción de las hembras a los *leks* puede estar influenciada por distintos factores, como pueden ser la densidad poblacional, la proporción entre sexos, el comportamiento individual de cada macho o la propia calidad del hábitat (Jiguet & Bretagnolle, 2006; Silva *et al.*, 2010).

Entender este complejo sistema de apareamiento en una especie en peligro como es el sisón común, se presenta como uno de los principales aspectos a tener en cuenta para su conservación (Jiguet *et al.*, 1998; Morales *et al.* 2001).

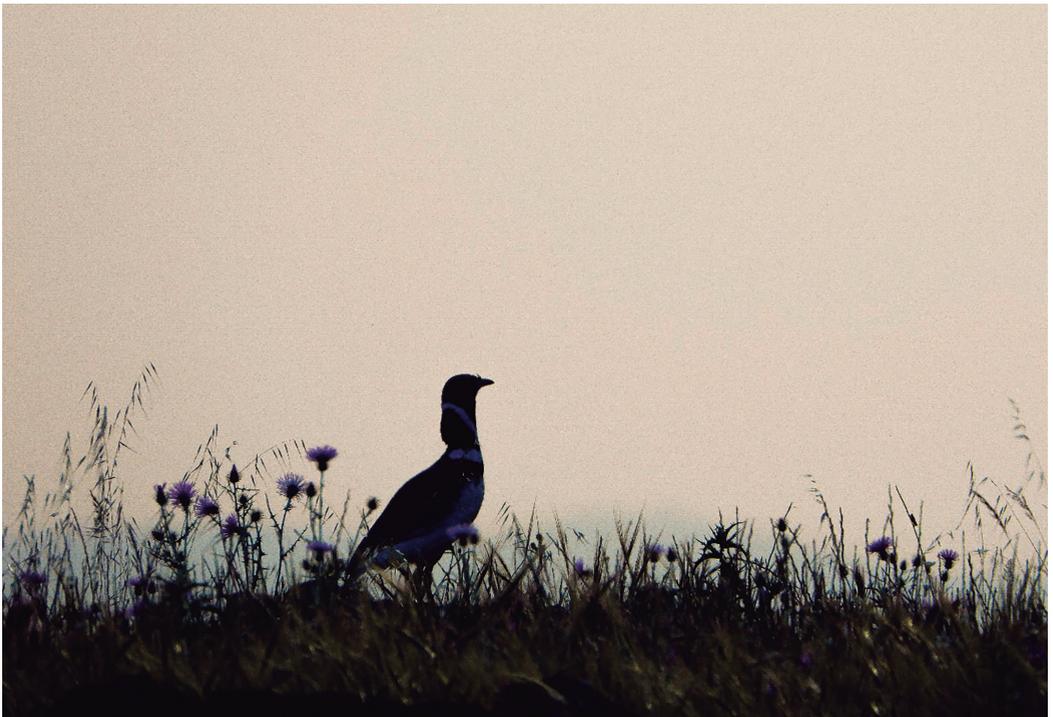


Figura 8.1. Macho de sisón común (*Tetrax tetrax*) durante el periodo reproductor. Autor: Juan José Benítez.

8.2. EL CORTEJO Y LA CÓPULA

El cortejo supone la principal actividad para los machos durante la época reproductiva, superando, en tiempo empleado, incluso a actividades tan vitales como la alimentación o vigilancia. Por tanto, supone un gasto energético importante durante el largo periodo reproductivo (Jiguet y Bretagnolle, 2001, Gudka *et al.*, 2019).

Durante el cortejo emite un canto característico, consistente en una corta y seca pedorreta “prreet”, así como exhibiciones corporales, principalmente en aleteos y saltos (Jiguet y Bretagnolle, 2001) (Figuras 8.2 y 8.3). Este comportamiento está destinado tanto a labores disuasorias ante machos competidores, como hacia la atracción de las hembras. Comportamientos como saltos (“jumping”) o aleteos (“wing flash”) se realizan casi exclusivamente en presencia de las hembras, posiblemente por tratarse de exhibiciones más costosas energéticamente. Así, este tipo de exhibiciones se realizan únicamente en presencia del sexo contrario y además suelen llevarse a cabo durante las horas más frescas, cuando las temperaturas son más moderadas. Cabe señalar, como todas estas conductas se realizan tendencialmente mayoritariamente en áreas con vegetación de baja altura, donde los machos optimizan su esfuerzo con una buena visibilidad. En zonas con vegetación más densa se emplean señales acústicas, tanto para la defensa como la atracción al territorio (Jiguet y Bretagnolle, 2001).

La frecuencia con la que se producen los distintos comportamientos sexuales-territoriales son bastante variables entre individuos. Además, se han llegado a diferenciar diferentes tipos de machos en función de su comportamiento espacial (territoriales y satélites; Silva *et al.*, 2017), lo cual puede estar asociado a su estatus, condicionando el *display* y comportamiento de estos (Jiguet y Bretagnolle, 2001, 2014). Se han encontrado hasta cuatro rasgos fenotípicos en machos atractivos para las hembras: la condición física de los ejemplares, su implicación en la vigilancia de los *leks*, la simetría ornamental y la frecuencia de los *displays* sexuales (Jiguet y Bretagnolle, 2014). Por el contrario, el tamaño de los machos y la frecuencia del canto no se relacionan con un mayor atractivo para las hembras, pero probablemente tengan un papel importante en la defensa de los territorios (Jiguet y Bretagnolle, 2014).



Figura 8.2. Macho de sisón común (*Tetrax tetrax*) sobre cantadero en época reproductiva. Autor: Manuel Calderón.



Figura 8.3. Exhibiciones corporales (saltos) durante el cortejo y defensa del territorio en machos de sísón común (*Tetrax tetrax*). Autor: Manuel Calderón.

Por otro lado, debido al fuerte coste energético que supone este tipo de actividad sexual, el cortejo está muy influenciado por la temperatura, siendo esta un factor limitante en los momentos más calurosos. Así, las señales acústicas de los machos se ven reducidas durante las horas más calurosas, afectando tanto a las relaciones intrasexuales como en el apareamiento y por consiguiente a la productividad de la especie (Gudka *et al.*, 2019).

8.3. NIDOTÓPICA, PUESTA E INCUBACIÓN

Las hembras durante el periodo reproductivo utilizan posíos, pastizales, cultivos de alfalfa y campos cerealísticos como sustratos de nidificación (Jiguet *et al.*, 2000; Lapiedra *et al.*, 2011) (ver "5.1. *Hábitat reproductor*"; Figura 8.4), denotando cierta predilección los posíos y una menor querencia por los campos cerealísticos (Cuscó *et al.*, 2021). Las áreas de nidificación requieren de cierta cobertura para salvaguardar los huevos de las condiciones climatológicas y los depredadores. En este sentido, la heterogeneidad del hábitat puede ser un factor crucial en el éxito reproductivo de las hembras, pudiendo darse entre diferentes tipos de uso agrícola (Lapiedra *et al.*, 2011), o en grandes parcelas en pastos extensivos ligeramente pastoreados (Silva *et al.*, 2014). A pesar de esta selección por parte de las hembras, algunos sustratos pueden suponer un mayor riesgo de fracaso reproductivo que otros, por ejemplo, los campos de cereal parecen sufrir altas tasas de depredación, mientras que los cultivos de alfalfa se ven más perjudicados por las prácticas agrícolas, fundamentalmente cosechas tempranas (Cuscó *et al.*, 2021).



Figura 8.4. Hembra de sisón común (*Tetrax tetrax*) sobre un posío en primavera. Autor: Manuel Calderón.

El nido consiste en una pequeña depresión en el suelo escarbada por la hembra. Posee un tamaño de unos 20 cm de diámetro, aunque en ocasiones presenta formas ovoides (Cramp y Simmons, 1980).

La puesta se da de forma general desde mediados de abril hasta finales de mayo (Tabla 8.1), oscilando el tamaño de esta entre 3 y 4 huevos, habiéndose incluso registrado puestas de 11 huevos en hembras cautivas (Cramp y Simmons, 1980; Lapiedra *et al.*, 2011). La deposición de los huevos se realiza principalmente durante la noche, con un intervalo de tiempo de unos dos días entre cada huevo (Cramp y Simmons, 1980). Los huevos tienen forma ovalada y presentan una textura lisa y brillante, sin rugosidades. Poseen un color base verdoso, oliváceo, y en ocasiones aparecen tonalidades más oscuras, aportando un gran mimetismo con el sustrato, una característica bien establecida en estas especies esteparias nidificantes en el suelo. En cuanto al tamaño, los huevos miden unos 52 mm de largo y 38 mm de alto, con un peso aproximado de unos 40 g (Cramp y Simmons, 1980).

La probabilidad del éxito está muy relacionada con la fecha de la puesta. Las puestas tempranas parecen tener mayores probabilidades de éxito. Este hecho se debe a una mayor escasez de recursos, tanto tróficos como de refugio conforme avanza la temporada (Lapiedra *et al.*, 2011; Cuscó *et al.*, 2021). Por ello, las actividades agrícolas tempranas tienen un efecto muy negativo sobre la especie, pues no solo afecta directamente a los nidos, huevos, pollos o hembras (Inchausti y Bretagnolle, 2005; Faria *et al.*, 2016, García de la Morena *et al.*, 2018), sino que además lo hace sobre la proporción de la población de mayor calidad,

la cual comienza antes la reproducción (Lapiedra *et al.*, 2011). A lo largo de la incubación las principales amenazas para el nido son las actividades agroganaderas, que pueden provocar el abandono de las puestas y la depredación (Lapiedra *et al.*, 2011; Cuscó *et al.*, 2021).

Cuando la pérdida de la puesta es lo suficientemente temprana, la especie suele realizar puestas de reposición (Lapiedra *et al.*, 2011). En algunos estudios este tipo de puestas han llegado a darse en más de la mitad de los casos (Cuscó *et al.*, 2021). Este puede ser uno de los motivos por los que las hembras anidan cerca de los *leks*, donde disponen de machos dominantes con lo que realizar un nuevo intento reproductivo (Tarjuelo *et al.*, 2013) (ver "5.1. *Habitat reproductor*"). Estas segundas puestas en el norte de la península, se realizan desde mediados de mayo hasta primeros de junio, aunque se han observado hembras con pérdidas muy tardías de la primera puesta que ha logrado realizar una segunda incluso a finales de julio. De forma más escasa, existen terceros intentos, producidos casi exclusivamente en el mes de junio (Cuscó *et al.*, 2021).

	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Ene	Feb
Ocupación Leks	■	■	■									
Cópulas	■	■	■	■								
Puestas		■	■	■	■							
Incubación		■	■	■	■							
Eclosión			■	■	■	■						
Crianza de pollos			■	■	■	■	■	■	■	■	■	■

Tabla 8.1. Cronología reproductora del sisón común (*Tetrax tetrax*). Se muestra a mayor intensidad cromática, un mayor número de casos registrados en cada periodo.

El proceso de incubación es llevado a cabo únicamente por la hembra y transcurre durante unos 21 días (20-22) (Cramp y Simmons, 1980). Probablemente, este comienza antes de la puesta del último huevo. Durante la incubación el área de ocupación de la hembra se ve reducida hasta en cuatro veces respecto al territorio ocupado antes de aovar los huevos (Cuscó *et al.*, 2021).

8.4. ECLOSIÓN, CRIANZA Y EMANCIPACIÓN DE LOS POLLOS

La eclosión de los huevos, se produce desde principios/mediados de mayo hasta mediados de junio, coincidiendo con el periodo de mayor disponibilidad de artrópodos (Lapiedra *et al.*, 2011).

Los pollos, nidifugos, siguen a la hembra desde sus primeros instantes de vida, siendo estos alimentados y cuidados exclusivamente por la hembra, aunque al poco tiempo son capaces de alimentarse por sí mismos. Los pollos permanecen junto a hembra hasta el momento de su emancipación (Cramp y Simmons, 1980; Jiguet *et al.*, 2000).

Se caracterizan por tener un cuerpo redondeado, un cuello largo y fuertes patas, con un diseño del plumaje muy mimético, consistente en manchas, moteados y líneas de tonos ocre y parduscos perfilados por marcadas líneas oscuras (Figura 8.5). El desarrollo del plumaje ocurre durante el primer mes de vida (25-30 días), pero no es están totalmente desarrollados hasta los 54 días de edad (Cramp y Simmons, 1980).

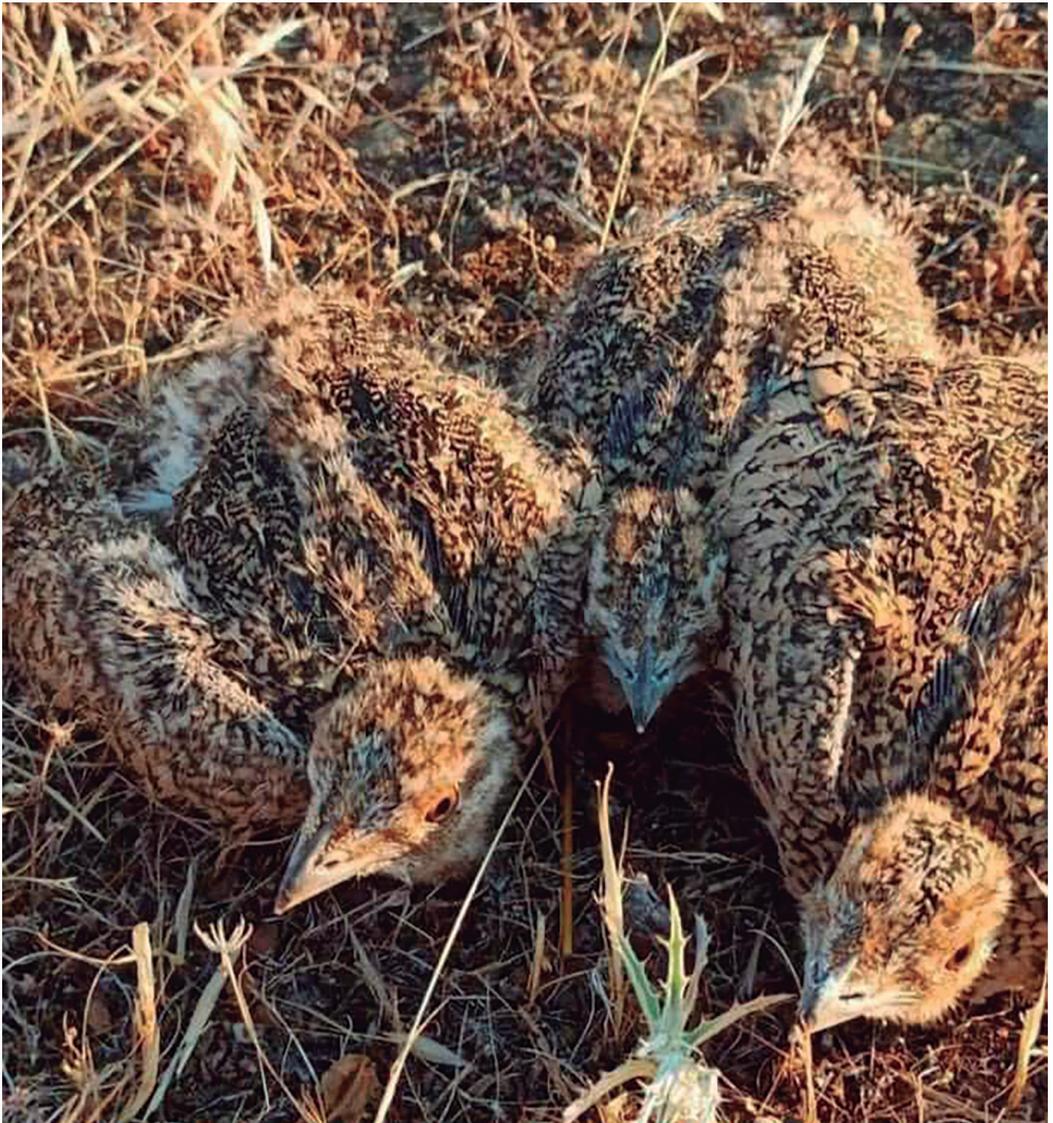


Figura 8.5. Pollos de sisón común (*Tetrax tetrax*). Autor: Juan José Benítez.

Se observado como las hembras usan como territorio de cría entre 140 y 170 ha (Lapiedra *et al.*, 2011), con subáreas de asentamiento o alimentación y otras usadas principalmente como rutas de paso entre las anteriores. Los movimientos entre las áreas de asentamiento se caracterizan por ser relativamente rápidos, alcanzando velocidades de hasta 40m/h. Cabe destacar la relación entre la velocidad de estos movimientos y las características del terreno, de tal forma que territorios con mayor volumen de vegetación dificulta estos desplazamientos en contraposición a los suelos desnudos (Lapiedra *et al.*, 2011). Se han estudiado dos patrones bien marcados en el movimiento de hembras con pollos. Por un lado, hembras sedentarias, con pocos desplazamientos, y por otro, hembras errantes con un gran número de movimientos, lo que aumenta drásticamente el área de cría de estos ejemplares. Comparando el éxito reproductivo entre estos dos patrones, las hembras sedentarias duplican el éxito reproductor frente a las errantes. Las diferencias en estos movimientos parecen estar relacionadas con el momento de la puesta, las hembras errantes coinciden con reproducciones más tardías, y por tanto, sufren una reducción en la oferta trófica, traduciéndose este hecho en mayores desplazamientos en busca de recursos (Lapiedra *et al.*, 2011).

La emancipación juvenil es tardía, los pollos pueden pasar el otoño junto a las hembras, permaneciendo junto a estas hasta el primer invierno. Si bien algunos pollos pueden estar junto a sus madres hasta el inicio de la temporada de cría (Cramp y Simmons, 1980; Morales y Delgado, 2012; García de la Morena *et al.*, 2018).

La maduración sexual de las hembras se produce, por norma general entre el primery segundo año, mientras que los machos no son reproductores hasta su segunda primavera (Cramp y Simmons, 1980). Probablemente, aunque los machos alcancen la edad adulta relativamente pronto, rara vez llegan a reproducirse en los primeros años, como consecuencia de la fuerte competencia intrasexual con otros individuos maduros más aptos (Martínez, 2016).

8.5. PARÁMETROS REPRODUCTIVOS

El éxito reproductor del sisón común se encuentra fuertemente influenciado por la calidad del hábitat, usos del suelo, el tipo de vegetación, actividades ganaderas y recursos tróficos. En este sentido, la desaparición de los barbechos o pastizales extensivos, espacios especialmente querenciosos para las hembras como lugares de nidificación, repercute muy probablemente en una menor productividad. Por otro lado, una abundante disponibilidad de artrópodos en las zonas de cría se considera clave para la supervivencia de los pollos, los cuales se alimentan exclusivamente de este tipo de recursos (Salamolard y Moreau, 1999; Jiguet, 2002; Traba *et al.*, 2008; Bretagnolle *et al.*, 2011; Bonell *et al.*, 2017; Faria y Morales, 2017)(ver "5.1. Hábitat reproductor").

Las poblaciones de sisón, en declive, han mostrado un bajo éxito reproductivo (Bretagnolle *et al.*, 2011; Inchausti y Bretagnolle, 2005; Jolivet y Bretagnolle, 2002; Morales *et al.*, 2005a). Así pues, se han observado hembras adultas que no llegan a criar, un hecho relacionado muy probablemente con la mala condición física alcanzada durante el invierno, la cual impide la reproducción de estos ejemplares, o con la ausencia de lugares óptimos para criar (Lapiedra *et al.*, 2011). Además, se conocen poblaciones con un fracaso reproductor de entre un 35 y 55% de las hembras que crían (Bretagnolle *et al.*, 2011; Lapiedra *et al.*, 2011) o una tasa de eclosión inferior al 33% agrava aún más esta situación (Cuscó *et al.*, 2021).

Por último, los datos reproductivos para el sisón son muy escasos y restringidos a zonas de estudio concretas, principalmente francesas (Inchausti y Bretagnolle, 2005) y del Valle del Ebro (Lapiedra *et al.*, 2011; Cuscó *et al.*, 2021). Según estudios realizados en un contexto de degradación del hábitat y con la población en declive, se registra un éxito reproductivo muy bajo, comprendido entre 0,25-0,40 pollos/hembra reproductora (Inchausti y Bretagnolle, 2005; Bretagnolle *et al.*, 2011; Lapiedra *et al.*, 2011; Cuscó *et al.*, 2021).

9. ESTATUS, AMENAZAS Y CONSERVACIÓN

9.1. ESTADO DE CONSERVACIÓN

El sisón común, a pesar del declive de las poblaciones occidentales, se encuentra catalogado globalmente como “*Casi Amenazado*” (NT) según la Lista Roja de la UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza) desde hace casi 20 años. La falta de estudios en la región caucásica y oriental, no permite conocer la situación real y global de la especie (BirdLife International, 2004, 2022) (ver “4.1. Población y tendencia paleártica”). Sin embargo, a la vista del creciente número de amenazas que se ciernen sobre la población oriental, y especialmente del aumento de la presión cinegética en las principales zonas de invernada en el Cáucaso y Oriente Medio (Collar *et al.*, 2017), la especie puede ser clasificada como Vulnerable según los criterios de la UICN.

En Europa la especie está catalogada como “*Vulnerable*” (VU), resultado de la tendencia negativa que está sufriendo esta población en las últimas décadas (BirdLife International, 2004, 2015, 2021, 2022). Sin embargo, si se tienen en cuenta el resto de ampliaciones territoriales de la UE (UE27) la catalogación del sisón común se agrava hasta ser considerado “*En Peligro*” (EN) en Paleártico occidental (BirdLife International, 2021). Además, aparece citado tanto en el Anexo I de la Directiva Aves (2009/147/CEE) como especie prioritaria, en la cual se incluyen especies con catalogaciones de protección especial, como en el Apéndice II de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES). Del mismo modo, se encuentra recogido en el Apéndice II de la Convención de Berna y en el Catálogo de Especies de Interés Europeo para la conservación en la categoría de SPEC 1, atribuido a especies presentes en Europa que se consideran en peligro a nivel mundial y que requieren medidas de conservación globales (Tucker y Heath, 1994; BirdLife International, 2004, 2022).

Recientemente, la especie ha sido incluida en los Apéndices I y II de la Convención de Conservación de Especies Migratorias (CMS) o Convenio de Bonn. Este hecho ha sido promovido por España y ha contado con el apoyo de otros 82 países miembros de dicha Convención. La incorporación del sisón común en estos apéndices, desde su propuesta en 2019 (XIII Reunión), supone una protección de la especie y su hábitat (Apéndice I), a la vez que se promueven acciones y acuerdos para mejorar su estado de conservación (Apéndice II).

Más concretamente, a nivel nacional, ya desde el anterior Libro Rojo (Madroño *et al.*, 2004) la especie se encontraba amenazada bajo la categoría de “*Vulnerable*” (VU) (García de la Morena *et al.*, 2004). Asimismo, según el Real Decreto 139/2011 y su reciente actualización (Orden TED/980/2021, de 20 de septiembre), el sisón común aparece incluido en el Listado

de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial, además de aparecer como “Vulnerable” (VU) en el Catálogo Español de Especies Amenazadas en esta misma Orden. Debido al fuerte declive de las distintas poblaciones nacionales, la especie aparece catalogada como “En Peligro” (EN) en el último Libro Rojo nacional (López-Jiménez et al., 2021). En 2023 se ha aprobado definitivamente su catalogación como “En Peligro de Extinción” en España (BOE núm. 83, de 7 de abril de 2023, páginas 50910 a 50915: Orden TED/339/2023, de 30 de marzo, por la que se modifica el anexo del 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, y el anexo del Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras).

9.2. AMENAZAS

Las aves esteparias se han visto gravemente afectadas durante las últimas décadas principalmente por los cambios ocasionados en una agricultura cada vez más intensificada, asociada a los cambios en las políticas agrícolas promovidos por la Política Agrícola Común (PAC), la cual se caracteriza fundamentalmente por pretender una mayor producción y rentabilidad agrícola (Tucker y Heath, 1994; Fuller et al., 1995; Martínez y de Juana, 1996; Silva et al., 2022). El sisón común, al igual que el resto de estas de aves ligadas a medios esteparios, se ha visto perjudicado principalmente en el continente europeo por esta y otras amenazas que, en su conjunto, han reducido de forma considerable las poblaciones de esta pequeña avutarda (ver “4.1. Población y tendencia paleártica”) (Íñigo y Barov, 2010; BirdLife International, 2022).

El principal factor de amenaza al que se enfrenta la especie es la pérdida y degradación del hábitat, debido al cual una gran parte de los cultivos extensivos tradicionales se han intensificado o transformado, reduciendo no solo la calidad del hábitat para la especie, sino además la heterogeneidad del mismo, donde además se promueve la proliferación de cultivos leñosos (García et al., 2007, Delgado et al., 2010; Morales et al., 2013; Kamp et al., 2011; Collar et al., 2018; Silva et al., 2018, 2022). A su vez, el uso de la maquinaria agrícola moderna, sobre todo en cosechas tempranas (en verde), puede repercutir directamente en nidos, huevos, pollos y hembras; este fenómeno es responsable, al menos en parte, tanto del sesgo sexual hacia los machos en la población (Inchausti y Bretagnolle, 2005; Íñigo y Barov, 2010; Faria et al., 2012; Silva et al., 2022), como del bajo éxito reproductivo en muchas áreas (Lapiedra et al., 2011).

El incremento del uso de biocidas (plaguicidas, herbicidas, etc.), especialmente asociado a la agricultura intensiva, es otra práctica que repercute directamente en el desarrollo de la descendencia, limitando la disponibilidad de recursos tróficos, principalmente artrópodos, un recurso de suma importancia para los pollos en crecimiento. La reducción de estos recursos afecta directamente a los parámetros reproductivos y, en consecuencia, al reclutamiento poblacional de la especie (Morales et al., 2005; Inchausti y Bretagnolle 2005; Tarjuelo et al., 2013) (ver “7. Ecología trófica”).

El pastoreo intensivo y las actividades ganaderas también condicionan fuertemente la presencia y abundancia de la especie, ya que pueden afectar a la estructura de la vegetación. Además, ocasionar una fuerte perturbación, así como la destrucción de nidos mediante el pisoteo (Silva et al., 2018, 2022). En el Cáucaso, el pastoreo intensivo es una de las amenazas más importantes en las principales áreas de invernada para esta ave (BirdLife International, 2022).

Por otro lado, las colisiones con tendidos eléctricos son una importante causa de mortalidad para este otídido, afectando anualmente al 3,4-3,8% de la población adulta, por tanto, representa la principal causa de mortalidad no natural de la especie (Marcelino *et al.* 2017). Además, las líneas eléctricas condicionan negativamente la selección del hábitat por parte del sisón, repercutiendo en la elección de territorios óptimos y desplazando a los individuos a otras áreas de menor calidad (Silva *et al.*, 2010). Este tipo de infraestructuras provocan la fragmentación del hábitat y aumentan significativamente el riesgo de mortalidad por colisión, sobre todo en época no reproductora (Silva *et al.*, 2014b, 2022; Marcelino *et al.*, 2017; Marques *et al.*, 2021). Sumado a ello, se han registrado episodios de amenaza ocasionados por otro tipo de colisiones, como incidentes con aeronaves o atropellos (Martínez, 2016; BirdLife International, 2022; Silva *et al.*, 2022). En definitiva, una gran variedad de infraestructuras repercute directa o indirectamente sobre la especie como pueden ser las carreteras, ferrocarriles, aeropuertos o incluso los parques eólicos y plantas de energía solar (García *et al.*, 2007; Devoucoux, 2014, 2017; Malo *et al.*, 2017; Silva *et al.*, 2022).

La caza furtiva también es una amenaza directa para la especie, principalmente para las poblaciones orientales, donde los ejemplares son cazados y vendidos en mercados públicos (Gauger, 2007; Yousefi *et al.*, 2018; Collar y Kessler, 2021). En la península Ibérica, este tipo de amenaza se da, a priori en menor medida, lo que supone si no un importante problema para la especie, sí uno añadido (Tarjuelo *et al.*, 2015; Marcelino *et al.*, 2017; MITECO, 2022).



Figura 9.1. Ejemplar de sisón común (*Tetrax tetrax*) colisionado con líneas eléctricas. Autora: Teresa Marques.

Por otro lado, una serie de amenazas de origen natural también repercuten sobre el sisón, en este sentido la depredación aparenta ser una de las principales causas de fracasos reproductivos (Lapiedra *et al.*, 2011; Morales *et al.*, 2015). Por otro lado, las condiciones climatológicas y más concretamente las precipitaciones también influyen en la densidad de individuos. Así pues, los pastizales que presentan mayores precipitaciones presentan mayores tasas poblacionales de la especie (Delgado y Moreira, 2010).

A todo ello se suma la aparición de parásitos introducidos en el medio, como es el caso de *Eucoleus conturtus*, un nemátodo capilar que tiene su origen en la suelta de especies cinegéticas criadas en cautividad, como la perdiz roja (*Alectoris rufa*), y que ha sido descrito parasitando ejemplares adultos de sisón común en España (Villanúa *et al.*, 2007). Este parásito afecta a la condición corporal de los individuos haciéndolos más vulnerables a los depredadores (Bosh *et al.*, 2000; Millán *et al.*, 2002). Por tanto, la liberación de estas aves cinegéticas en la naturaleza puede provocar la introducción accidental de parásitos o patógenos en las especies silvestres, algunas de ellas con elevado grado de amenaza (Villanúa *et al.*, 2007).

Finalmente, el cambio climático podría afectar a las precipitaciones del sur de Europa, repercutiendo no solo en la calidad del hábitat de esta especie tan dependiente (Delgado *et al.*, 2009; Delgado y Moreira, 2010), sino además en la propia actividad de los individuos, reduciendo los periodos de búsqueda de alimento o empleados en la reproducción, lo que puede afectar a la condición física y empeorar el rendimiento reproductivo (Silva *et al.*, 2015).

En definitiva, la gran variedad de amenazas y problemáticas, tanto de origen natural como antropogénico a las que se enfrenta el sisón común, sumado a la falta de conocimiento y acciones en áreas críticamente importantes para a especie, constituyen una situación de incertidumbre para el futuro de la especie.

9.3. PLANES Y MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

El sisón común se considera una de las especies más emblemáticas, a la vez que amenazadas, de los medios agrícolas paleárticos. Por tanto, es una especie prioritaria para la conservación bajo de la Directiva de Aves (2009/147/EC), motivo por el cual, en las últimas décadas y principalmente en Europa, ha sido objeto de multitud de proyectos, planes y medidas conservacionistas en favor de estas poblaciones. Pese a ello, estas medidas adoptadas desde finales del siglo XX, no parecen haber frenado el rápido declive de la especie, impulsado más rápidamente si cabe en los últimos cincuenta años (BirdLife International, 2022) (ver "4.1. Población y tendencia paleártica").

La Unión Europea, en colaboración con BirdLife Internacional ha desarrollado varios Planes de Acción en los que se identifican la situación general de la especie y las acciones que deben aplicarse para mantener o aumentar sus poblaciones. No fue hasta 1997, con su posterior actualización en 1999, cuando se elaboró el primer Plan de Acción para el sisón común en Europa (de Juana y Martínez, 1997. Más tarde, ya a principios de la década pasada, se publicó la última versión de este mismo plan, "*Species action plan for the Little bustard *Tetrax tetrax* in the European Union*", mediante el cual se identificaron y actualizaron las principales amenazas y se desarrollaron una serie de objetivos conservacionistas en favor de la especie (Íñigo y Barov, 2010). Del mismo modo, se han diseñado planes de acción nacionales; en este sentido, Francia cuenta ya con tres actualizaciones desde su publicación a finales del siglo pasado, la última dirigida a preparar

distintas líneas de acción hasta 2029 (Poirel, 2020). Prueba de que este tipo de medidas pueden favorecer a recuperación de la especie, al menos en ciertas áreas, fue la situación del sisón en Francia desde 1999-2010, la cual experimentó un importante crecimiento gracias a los esfuerzos dirigidos a la conservación de la especie (Bretagnolle, 2001; Bretagnolle et al., 2011).

Del mismo modo, la incorporación del sisón común a la Directiva Aves como especie prioritaria, ha permitido establecer una serie de medidas de obligatorio cumplimiento a todos los estados miembros de la Unión; como son la prohibición de caza o captura injustificada tanto de ejemplares de la especie como de sus huevos, así como el mantenimiento de las poblaciones de estas aves, impidiendo además las molestias injustificadas durante la época reproductiva. En esta línea, los estados miembros también están obligados a designar áreas con presencia de la especie como espacios pertenecientes a la Red Natura 2000.

A todo ello hay que sumar una gran cantidad de proyectos europeos en favor de la conservación del hábitat para esta y otras especies de aves esteparias (LIFE95 NAT/P/000178; LIFE96 NAT/IT/003165; LIFE00 NAT/E/007348, LIFE04 NAT/AT/000002; LIFE08 NAT/E/000068; LIFE15 NAT/ES/000734; LIFE20 NAT/ES/001477; LIFE20 NAT/ES/001172). Muchos de estos proyectos han sido destinados exclusivamente a la conservación del sisón común en diferentes áreas de su distribución como Francia (LIFE96 NAT/F/003207; LIFE04 NAT/FR/000091), Italia (LIFE07 NAT/IT/000426; LIFE12 NAT/IT/001052), Portugal (LIFE02 NAT/P/008476; LIFE07 NAT/P/000654) o España (LIFE96 NAT/E/003102; LIFE04 NAT/FR/000091).

A nivel nacional, se han llevado a cabo multitud de Planes y Programas de Conservación de carácter autonómico, prueba de ello son los llevados a cabo en La Rioja (Astrain y Etxeberria, 1999), Navarra (Astrain y Etxeberria, 1997), Cataluña, Aragón, Andalucía y Comunidad Valenciana, mediante los cuales se han diseñado distintas actuaciones para la conservación de las aves esteparias en general o del sisón en particular (López-Jiménez, 2021; MITECO, 2022). Además de la elaboración de diversos documentos científico-técnicos en favor del medio agrícola y las aves que lo habitan, como el "*Plan de gestión de Esteparias de La Rioja*" en 2014, el programa de "*Actuación del Plan de Recuperación y Conservación de Aves esteparias de Andalucía (2015-2019)*", las "*Bases Científicas para la elaboración de la Estrategia Nacional de Conservación del sisón común (Tetrax tetrax)*" (García de la Morena et al., 2020) o las recientes "*Estrategias de Conservación de Aves amenazadas ligadas a medios agro-esteparios en España*" (MITECO, 2022), se presentan como unas herramientas básicas en la conservación de esta especie.

Una prueba fehaciente del actual estado y preocupación de la especie en el territorio nacional, es la propuesta (CC 54/2020) del Comité Científico de Flora y Fauna Silvestre para catalogar al sisón común como "*En Peligro de Extinción*" en 2020. Este dictamen asentó las bases para mejorar el estado de conservación actual de la especie en el último Libro Rojo, donde se encuentra catalogado como "*En Peligro*" (López-Jiménez et al., 2021) (ver "9.1. Estado de conservación"). Finalmente, en 2023 se ha aprobado definitivamente su catalogación como "*En Peligro de Extinción*" en España.

Por último, el sisón común es una especie emblemática en la conservación de la naturaleza y más concretamente de los medios agro-esteparios. Prueba de ello, es el nombramiento de la especie como "Ave del año" en 2017 por SEO/BirdLife, mediante tal denominación se pone en valor la preocupación de la especie ante la sociedad, dando a conocer la preocupante situación a la que se enfrenta y mediante la cual se pretende la concienciación de todos los públicos.

II. EL SISÓN COMÚN EN EXTREMADURA

10. PROGRAMAS DE SEGUIMIENTO DE LA ESPECIE

Los programas de seguimiento del sisón en Extremadura incluidos en este libro fueron promovidos, en su gran mayoría, por la Junta de Extremadura, SEO/BirdLife y Biopolis-CIBIO. Se han basado principalmente en dos metodologías: los censos nacionales y los datos de ejemplares marcados con emisores GPS en la región. Además de estos programas de seguimiento de la especie, esta monografía recoge trabajos recientes sobre la ecología del sisón realizados en el marco de diferentes proyectos en Extremadura.

10.1. CENSOS NACIONALES

En España se han realizado dos censos nacionales de sisón, el primero en 2005/2006 (García de la Morena *et al.*, 2006) y el segundo en 2016/2017 (García de la Morena *et al.*, 2018). Ambos censos fueron coordinados por SEO/BirdLife y se realizaron durante los periodos de cría e invierno. La metodología de campo se basó en un muestreo estandarizado, por lo que proporcionó información relativamente homogénea para toda España y Extremadura. Además, esta información permitió la comparación directa entre censos, lo cual es esencial para evaluar las tendencias poblacionales de la especie (resultados presentados en el Capítulo 15 “*Tendencias de la población y del hábitat*”).

La metodología utilizada en los censos nacionales ha sido diferente para los periodos de cría e invernada, ya que el comportamiento y la detectabilidad de los sisonos varía entre estaciones (García de la Morena *et al.*, 2018). El censo de cría se centra en los machos porque son más fácilmente detectables dentro de la población. Las unidades de muestreo fueron cuadrículas UTM de 5x5 km, establecidas sistemáticamente en hábitats favorables para la especie dentro de las cuadrículas UTM de 10x10 km, que conforman el área de estudio. En cada una de estas cuadrículas de 5x5 km UTM se muestrearon un mínimo de 20 estaciones de escucha durante 5 minutos cada una. Se muestrearon todas las cuadrículas, a excepción de los que no tenían más del 50% de hábitat adecuado. La ubicación de las estaciones de escucha se definió antes del censo. Las estaciones se situaron a lo largo de caminos, pistas o carreteras apenas transitadas y con una distancia de 600 m de las carreteras con mucho tráfico y de casas habitadas. En el segundo censo, siempre que fue posible, se intentaron distribuir las estaciones de la misma manera que en el primer censo.

La densidad de sisonos se estimó siguiendo un protocolo estandarizado dirigido únicamente a los machos, porque las hembras son difíciles de detectar debido a su comportamiento críptico (Morales *et al.*, 2005b). En cada estación se anotaron todos los contactos visuales y auditivos realizados dentro de un radio de 250 m. Los ejemplares que se encontraron fuera de este radio no fueron considerados para el cálculo de la densidad. Se diferenciaron los machos de los ejemplares tipo hembra (esto incluye hembras y machos de primer año), detallando en el caso de los machos si estaban realizando *display* u otro comportamiento significativo. Los detalles relativos a la metodología utilizada para el análisis de datos, como las estimaciones de densidad y tamaño de la población, pueden encontrarse en García de la Morena *et al.* (2006, 2018).

Los censos de la población invernante se realizaron mediante el muestreo de cuadrículas UTM de 10x10 km en coche, circulando a baja velocidad (15-20 km/h) con paradas periódicas (máximo cada 1 km en función de la visibilidad), utilizando puntos en altura para realizar barridos visuales y aprovechando toda la red de caminos, pistas y carreteras para asegurar una cobertura homogénea de toda la cuadrícula. Las cuadrículas de 10 x 10 km seleccionadas para muestreo fueron elegidas con el objetivo de abarcar aquellas en las que se tenía constancia de la presencia de la especie durante el invierno. En el segundo censo nacional, también se dio prioridad a cubrir las cuadrículas que ya habían sido muestreadas en el primer censo nacional. El muestreo se realizó únicamente en ambientes adecuados para la especie (cultivos herbáceos de secano, cultivos herbáceos de regadío, eriales, pastizales, etc.), evitando las zonas arboladas y arbustivas. Más detalles sobre los censos de invierno en García de la Morena *et al.* (2006, 2018).

Cabe señalar que, las estimas poblacionales de los efectivos reproductores y los censos de invernantes del censo nacional ofrecen importantes discrepancias que no responden totalmente a las variaciones estacionales señaladas anteriormente, sino que motivadas por cuestiones y limitaciones metodológicas (ampliamente discutidas por García de la Morena *et al.* 2006, 2018 y 2020). De manera general, se puede considerar que, aunque los métodos de censo y las estimas de densidad parecen fiables y metodológicamente correctas, los censos tienden a la sobreestimación de la población debido a que la extrapolación de las densidades resultantes se realiza sobre un área de distribución que probablemente esté sobreestimada, ya sea en términos de extensión o de calidad de hábitat, cuestión que se revisa en el Capítulo 13.4. Con estas consideraciones, lo más probable es que la cifra de ejemplares real de la población se sitúe en un valor intermedio entre las estimas reproductora e invernante (considerando el intervalo de confianza inferior de la primera y el superior de la segunda), según se deduce de los resultados de los dos últimos censos nacionales y la revisión realizada por García de la Morena *et al.* (2020).

La cobertura nacional del primer censo de cría fue del 44,8% y la del segundo del 58,1% de las cuadrículas potenciales de reproducción de sisón. En Extremadura, la cobertura fue muy buena en ambos censos, siendo del 84,6% (148/175) en el primer censo y aumentando al 96,7% (204/211) en el segundo. Durante la época de cría, el número de cuadrículas con ausencia de sisonos en Extremadura aumentó desde el primer ($n = 18$, 13%) hasta el segundo censo nacional ($n = 76$, 37,3%). El primer censo de invierno tuvo una buena cobertura en Extremadura, teniendo un 90% de cuadrículas con *invernada segura* y un 84% con *invernada potencial*. Sin embargo, el segundo censo sólo tuvo una cobertura del 29,9% (García de la Morena *et al.* 2006, 2018).

Los datos del censo nacional se utilizaron en los Capítulos: 13 "*Estimación de la población extremeña*", 15 "*Tendencias de la población y del hábitat*" y 20 "*Amenazas para el sisón en Extremadura*".

10.2. DATOS DE EJEMPLARES MARCADOS CON EMISORES GPS EN EXTREMADURA

Los datos de movimiento de los sisonos se han recogido en la península Ibérica desde 1999, pero las aves capturadas o que se desplazan por Extremadura sólo se han registrado desde 2009 (Figura 10.1). Para el seguimiento del sisón se han utilizado tecnologías de se-

guimiento de diferente generación, primero entre 2009 y 2012 se empezaron a utilizar los *Platform Transmitter Terminals* (PTT tags) con GPS solar ARGOS, después los dispositivos GPS/GSM solares Movetech entre 2014 y 2019 y por último los dispositivos GPS/GSM solares E-Obs en 2020. Estos equipos de seguimiento recogen y comunican la ubicación de los animales y, en algunos casos, los datos de aceleración. Los equipos GPS/PTT utilizan la red de satélites ARGOS (*Advanced Research and Global Observation Satellite*) para transmitir los datos, mientras que los emisores Movetech y E-Obs utilizan la red móvil GSM.

Los dispositivos ARGOS GPS/PTT registraban la posición del animal cada dos horas. En cambio, los equipos GSM/GPS más recientes registran la posición con mayor frecuencia, cada segundo o cada 20/30 minutos, en función del tipo de sensor (GPS o acelerómetro) y de la parametrización del dispositivo. Además de la mayor resolución temporal de los equipos GPS/GSM, éstas también ofrecen una resolución espacial más alta, con errores de alrededor de 5-10 m.

Entre 2009 e 2022 se ha realizado el seguimiento de un total de 62 individuos en Extremadura, 12 de los cuales han sido objeto de seguimiento durante dos o más años consecutivos (Tabla 10.1). En el Apéndice I se ofrece información más detallada sobre el periodo de seguimiento de cada sisón, identificando las aves muestreadas durante más de un año. En ese total se incluyen aves capturadas en Portugal que usaron Extremadura durante algún momento de su ciclo vital (Figura 10.2).



Figura 10.1. Colocación de un dispositivo de seguimiento solar GPS/GSM en un sisón común (*Tetrax tetrax*) (izquierda) y liberación del ave marcada (derecha).

AÑO	N.º TOTAL DE AVES MONITORIZADAS	N.º DE AVES MONITORIZADAS EN EXTREMADURA	N.º DE AVES MONITORIZADAS EN PORTUGAL
2009	3	0	3
2010	2	0	2
2011	1	0	1
2012	1	0	1
2014	4	3	1
2015	8	7	1
2016	1	1	0
2017	7	6	1
2018	8	8	0
2019	7	7	0
2020	12	12	0
2021	12	12	0
2022	6	6	0
Total	72	62	10

Tabla 10.1. Resumen del número medio de sisonos (*Tetrax tetrax*) rastreados por año y lugar de captura (Extremadura o Portugal). Un total de seis individuos fueron capturados en Portugal, cerca de la frontera española, y dependen de la región de Extremadura para completar su ciclo anual. Considerando todos los individuos que han dejado de transmitir, el número medio de días de seguimiento por individuo fue de 385,3 ($n = 41$ individuos).

Los datos de seguimiento se utilizaron para los análisis presentados en los Capítulos 16 "Estrategias migratorias", 17 "Biología de la reproducción en Extremadura", 18 "Áreas de campeo en periodo no reproductor", 19 "Cambio climático" y 20 "Amenazas para el sisón en Extremadura".

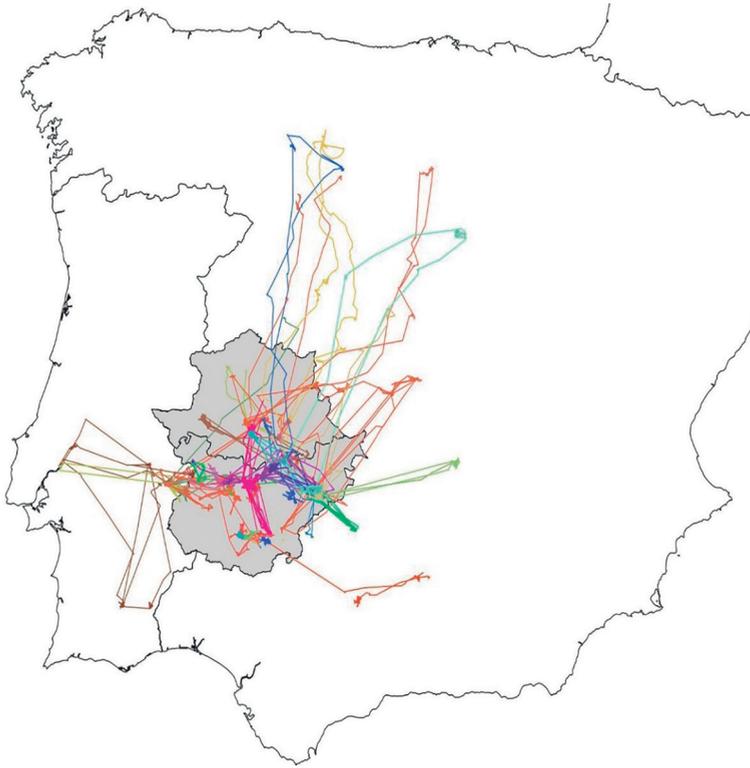


Figura 10.2. Representación los movimientos de los sisones (*Tetrax tetrax*) radiomarcados (n=62) coincidentes con Extremadura (resaltada en gris oscuro) en el periodo 2009-2022. Cada color representa un individuo monitorizado durante uno o más años consecutivos.

10.3. OTROS TRABAJOS

En los últimos años se han llevado a cabo diversos trabajos sobre la ecología del sisón en Extremadura y en el entorno regional, que conviene recopilar en este libro para recoger toda la información actual sobre la especie en la región. Cabe destacar los trabajos realizados en el marco de proyectos de conservación, de medidas compensatorias o de proyectos de investigación:

- Proyecto: *Análisis de datos de movimientos y variaciones poblacionales del sisón (Tetrax tetrax) en Extremadura*, financiado por Red Eléctrica de España, en el marco de un contrato realizado con Evaluación Ambiental S.L. y ejecutado por BIOPOLIS-CIBIO. Con este proyecto se elaboraron los siguientes informes:
- Análisis de las variaciones poblacionales del sisón (*Tetrax tetrax*) obtenidas en los censos entre 2005 y 2016 en Extremadura y cartografía predictiva (Silva *et al.*, 2021a) – Este trabajo sirvió de base para los capítulos “15. Tendencias de la población y el hábitat”, y “20. Amenazas para el sisón en Extremadura”;
- Estudio sobre la resiliencia del hábitat de reproducción del sisón al cambio climático (Silva *et al.*, 2021b) – Este trabajo sirvió de base para el capítulo “19. Cambio climático”;

- Análisis de los factores ambientales y climáticos que inciden en la supervivencia del sisón (*Tetrax tetrax*) (Silva *et al.*, 2021c) – Este trabajo sirvió de base para el capítulo “20. Amenazas para el sisón en Extremadura”;
- Proyecto: LIFE20 NAT/ES/001477 Agroestepas Ibéricas *Enfoques agrarios sostenibles para la conservación de especies y hábitats agroesteparios en Red Natura 2000* Coordinado por SEO-BirdLife y las tareas relevantes para esta monografía ejecutadas por BIOPOLIS-CIBIO. – Este trabajo sirvió de base para el capítulo “17. Biología de la reproducción en Extremadura”;
- Artículo científico: Crispim-Mendes, T., Valerio, F., Marques, A.T., Pita, R., Godinho, G. & Silva, J.P. (2024) *High-resolution species distribution modelling reveals spatio-temporal variability of habitat suitability in a declining grassland bird*. *Landscape Ecology*, 39: 49 – Este trabajo sirvió de base para los capítulos “12. Distribución de la especie en la región” y “14. Relación de la especie con las áreas protegidas”.

11. FENOLOGÍA

Extremadura es una de las regiones más cálidas de España, caracterizada por un clima mediterráneo continental con veranos muy secos y calurosos que a menudo experimentan temperaturas máximas superiores a los 40°C (Hurrell y Van Loon, 1997). Los inviernos pueden ser suaves y lluviosos en condiciones de baja presión, o fríos y secos debido a los anticiclones del norte de Europa. Esta gran variabilidad climática crea paisajes dinámicos y cambiantes estacionalmente que configuran la fenología del sisón en la región. Las oscilaciones estacionales en la disponibilidad de recursos tróficos, especialmente en las zonas extensas de las que dependen los sisonos para criar, pueden limitar el inicio y/o el final de la temporada de puesta y, en algunos casos, obligar a la especie a adoptar una estrategia migratoria.

Este capítulo presenta una revisión de la información existente sobre la fenología del sisón, centrándose en las poblaciones ibéricas y, cuando es posible, en la región de Extremadura. La fenología de la migración se detalla este apartado, sin embargo, las estrategias migratorias se analizan detenidamente en el Capítulo 16 “*Estrategias migratorias*”.

11.1. MIGRACIÓN

La mayoría de los sisonos ibéricos se consideran aves migratorias que abandonan sus áreas de cría, concentrándose en lugares específicos estivales y/o de invernada (García de la Morena *et al.*, 2015). Las aves que permanecen en la misma zona durante todo el año se conocen como sedentarias y parecen ser menos comunes. Los migradores estivales y los migradores estivales-invernales realizan sus primeros movimientos después de la cría durante el verano (principalmente entre mayo y julio), mientras que los migradores invernales sólo abandonan sus lugares de cría en otoño (principalmente entre septiembre y noviembre). El regreso desde los lugares de invernada a las zonas de cría suele producirse en marzo, pero se han observado movimientos entre diciembre y abril. Las zonas de reproducción de las aves migratorias están separadas espacialmente de las zonas estivales e invernada y éstas pueden estar

separadas desde unos pocos hasta varios cientos de kilómetros. Los sisonos muestran una fidelidad interanual tanto a los lugares de cría como a las áreas estivales y/o de invernada, visitando las mismas zonas durante años consecutivos (Alonso *et al.*, 2019).

11.2. REPRODUCCIÓN

La temporada de cría comienza con la exhibición de los machos, conocida como cortejo, y también con la primera visita de las hembras. En el centro y oeste de España, estos periodos de exhibición suelen ocurrir durante abril y mayo. Sin embargo, pueden producirse desplazamientos fenológicos interanuales como respuesta a las diferencias interanuales en las condiciones meteorológicas y disponibilidad de alimento (Silva *et al.*, 2007; Delgado *et al.*, 2010).

El sisón común es una especie poligínica con un sistema de apareamiento en *leks*, en el que los machos asientan sus territorios de manera espacialmente dispersa, en lugares clave para el cortejo durante la temporada de reproducción (Jiguet *et al.*, 2000). Los machos intentan atraer a las hembras mediante una combinación de llamadas, pisoteos, golpes de alas y saltos de 20 a 100 cm. Las hembras visitan a los machos con el único propósito de aparearse y, en Extremadura, acuden a los *leks* normalmente desde finales de marzo/principios de abril hasta mediados de mayo, pero puede variar según el año climático (ver "19. Cambio climático"). En el oeste de Francia, un estudio de 21 años centrado en la ecología de la nidificación del sisón mostró cambios a largo plazo en la fenología de la reproducción debido al cambio climático, con hembras que se reproducen antes ahora que hace 20 años (Bretagnolle *et al.*, 2018). Tras la reproducción, las hembras ponen una media de tres a cuatro huevos, pero el tamaño de las puestas puede oscilar entre uno y seis (Iñigo y Barov, 2010; Bretagnolle *et al.*, 2018).

Las poblaciones meridionales y más sedentarias de sisón, entre las que se encuentran las de Extremadura, suelen tener una puesta más temprana (que comienza a finales de abril, pero puede durar hasta finales de julio) en comparación con las poblaciones septentrionales y plenamente migratorias. Estas últimas, tienen las fechas más retrasadas para el inicio de la puesta. Esta puesta temprana en las poblaciones occidentales se debe probablemente al duro verano de los climas mediterráneo y continental. Aunque no hay cuidados parentales, los nidos suelen encontrarse cerca del territorio de cría de los machos, formándose en una depresión del suelo poco profunda con una densa cobertura vegetal (Wolff *et al.*, 2001; Jiguet *et al.*, 2002; Tarjuelo *et al.*, 2013; Silva *et al.*, 2014). Un estudio reciente, realizado en la llanura de Lleida (Depresión del Ebro, NE de España), ha monitorizado 28 puestas de ocho hembras adultas entre 2010 y 2016, obteniéndose como resultado que el 67,8% de las puestas no fueron exitosas debido principalmente al abandono o depredación (58%), así como por las prácticas agrícolas (38,9%; Cuscó *et al.*, 2020). El riesgo de fracaso por abandono o depredación aumentó hacia el final de la incubación, siendo mayor en las puestas más tardías, lo que parece estar directamente relacionado con la siega del cereal y los cambios en el sustrato de nidificación (de cereal y alfalfa). Las hembras incuban los huevos durante tres semanas. Los pollos son nidífugos. Se ha observado que los pollos permanecen con su madre y se integran gradualmente en los bandos postreproductores, uniéndose a otras familias, así como a machos adultos e individuos no reproductores (ver "17. Biología de la reproducción en Extremadura").

Durante la época de cría, los machos de sisón cortejan a las hembras y defienden sus territorios de otros machos, lo que requiere tanto ser visible desde la distancia a la vez que supone un alto consumo energético (Morales *et al.*, 2008). En zonas dominadas por la gran propiedad, como ocurre en Extremadura y Alentejo, el sisón se da en mayor densidad en áreas continuas de barbecho o pastos extensivos (Silva *et al.*, 2010, 2014; Moreira *et al.*, 2012). En el centro/norte de la península Ibérica, los machos suelen preferir zonas con alta heterogeneidad paisajística, incluyendo barbechos y cultivos de leguminosas, así como pastos. Estos hábitats en su conjunto proporcionan una gran diversidad florística y de artrópodos (Morales *et al.*, 2005; Traba *et al.*, 2008).

En comparación con los machos, las hembras de sisón tienen tres fases biológicas distintas durante la temporada de cría: visitar a los *leks de los machos* durante el cortejo, anidar y criar (Silva *et al.*, 2014). Durante la época de cría, las hembras necesitan un refugio con suficiente visibilidad para la vigilancia y alta disponibilidad de alimento (Morales *et al.*, 2008). En el centro de España, las hembras y sus familias parecen preferir la vegetación semipermanente y los rastrojos, que proporcionan una fácil captura de presas y refugio, pero tienden a evitar las tierras aradas porque no ofrecen suficiente protección ni recursos alimenticios (Tarjuelo *et al.*, 2013). Otro estudio en el centro de España mostró que dentro de los paisajes cerealistas en mosaico los barbechos de larga duración son hábitats críticos para las hembras reproductoras, mientras que los barbechos pueden ser una alternativa cuando ofrecen estabilidad interanual (Morales *et al.*, 2013). En Portugal, un estudio realizado en el Norte del Alentejo descubrió que los requisitos de microhábitat de las hembras variaban significativamente a lo largo de la temporada de cría, aunque la heterogeneidad de la vegetación en los barbechos o pastizales más grandes parecía proporcionar un hábitat adecuado durante toda la temporada de cría (Silva *et al.*, 2014a).

Los machos dejan de exhibirse normalmente a mediados o finales de mayo, mientras que las hembras que anidan tarde o con pollos permanecen en los lugares de cría hasta que se completa la muda y estos han desarrollado plenamente su capacidad de volar.

11.3. POSTREPRODUCCIÓN

Durante el verano mediterráneo, y particularmente en la región mediterránea continental que incluye la Península Ibérica, la disponibilidad de alimento disminuye rápidamente y muchos sisonos necesitan realizar movimientos postreproductivos para llegar a zonas con una agricultura más productiva, como son zonas de regadío o áreas con latitudes más altas y por tanto, un clima más fresco donde también la producción primaria de la vegetación va más retrasada en comparación con las áreas de cría (García de la Morena *et al.*, 2015). Un estudio realizado en Portugal demostró que los avistamientos de la especie en áreas postreproductoras, durante el verano, tendían a producirse en zonas con mayor disponibilidad de alimento, vegetación adecuada y suelos más productivos (Silva *et al.*, 2007). En Iberia, debido a que los pastos y las zonas de cultivo extensivo residen en suelos menos productivos, la disponibilidad de alimento durante el verano es limitada, lo que obliga a desplazarse hacia suelos más productivos durante este periodo del año.

En invierno, los sisonos tienden a seleccionar los hábitats del paisaje pseudoestepario cerealista que tienen una mayor disponibilidad de recursos limitantes, como el alimento (por

ejemplo, material vegetal verde) y el refugio, incluyendo los rastrojos de invierno con alta cobertura vegetal, barbechos, eriales y algunos cultivos de leguminosas, particularmente de alfalfa (Silva *et al.*, 2004; García de la Morena *et al.*, 2007; Suárez-Seoane *et al.*, 2008).

12. DISTRIBUCIÓN DE LA ESPECIE EN LA REGIÓN

12.1. INTRODUCCIÓN

Las aves dependientes de la agricultura son en la actualidad el grupo de vertebrados terrestres que más declina en Europa, amenazado principalmente por la pérdida y degradación de su hábitat, principalmente debido a los cambios de uso del suelo. Por lo tanto, es de vital importancia disponer de herramientas eficaces de gestión del territorio para evitar conflictos con las zonas de mayor valor en términos de conservación de la naturaleza. En este sentido, destaca la importancia de la información espacialmente explícita con la distribución de las especies con alta resolución espacial y temporal para todo el territorio.

Los Modelos de Idoneidad del Hábitat (MIH, o "*Species Distribution Models*"; SDMs) desempeñan un papel fundamental en la predicción de las especies para toda su área de distribución (Elith y Leathwick, 2009). La combinación de las nuevas tecnologías de monitoreo de la fauna silvestre (p. ej., seguimiento remoto), junto con la generación de satélites públicos que proporcionan una resolución cada vez mayor de las imágenes, permiten ahora predecir las condiciones adecuadas de los hábitats de las especies con una precisión tanto temporal como espacial sin precedentes y de forma gratuita (Nathan *et al.*, 2008, Valerio *et al.*, 2020). Los MIH pueden ser importantes no sólo para predecir la distribución de las especies en el presente, sino también en el pasado y en el futuro.

La disponibilidad de un elevado volumen de datos sobre los movimientos del sisón obtenidos a partir del seguimiento por GPS en Extremadura y una alta representatividad geográfica de las distintas áreas de ocurrencia en las diferentes etapas de su fenología, permiten elaborar modelos predictivos de alta resolución espacio-temporal.

Este trabajo tiene como objetivo: identificar los factores ambientales y climáticos que influyen en la distribución del sisón durante las diferentes fases fenológicas del sisón: reproducción, postreproducción e invernada (ver "*11. Fenología*") y generar los mapas predictivos para el año 2021. Los datos presentados se basan en la metodología y los resultados presentados en el artículo científico de Crispim-Mendes *et al.* (2024).

12.2. METODOLOGÍA

Para determinar la distribución potencial del sisón a lo largo de su ciclo anual, se utilizaron los MIH (o SDMs), gracias a su capacidad de establecer una relación entre la distribución de las especies y las características ambientales (Elith y Leathwick, 2009). También han demostrado ser una excelente herramienta en disciplina de la biología de la conservación y la ecología (Araújo y Guisan, 2006; Guisan *et al.*, 2013).

Para comprender la distribución de la especie durante diferentes fases fenológicas, se utilizaron datos de presencia y ausencias asociadas a los diferentes periodos fenológicos como variable de respuesta (ver "10. Programas de seguimiento de la especie"), y datos de teledetección por satélites de observación de la tierra (250 m de resolución), junto con variables topográficas, como variables explicativas. Los análisis de idoneidad del hábitat se realizaron con una variante del algoritmo de *Random Forests* (Boruta), un procedimiento de modelado de aprendizaje automático multivariante (Breiman, 2021; Kursa y Rudnicki, 2010). En primer lugar, se utilizó un procedimiento de análisis del *Random Forests* siguiendo los parámetros del modelo presente en Valerio *et al.* (2020) para distinguir entre los predictores candidatos que fueran irrelevantes y aquellos significativamente importantes para explicar la distribución de la especie. Posteriormente, para incluir predictores sin problemas de colinealidad, el criterio establecido fue excluir las variables menos importantes con mayores problemas de colinealidad, utilizando como filtro el valor de correlación de Pearson de $|r| > 0,7$. Para el análisis multivariado, el desempeño del modelo se cuantificó utilizando 10 validaciones cruzadas (10 veces), con datos de "training" (75% dos datos) y de "testing" (25% de los datos). Para cuantificar la precisión se utilizaron tres métricas: la sensibilidad (proporción de ocurrencias correctamente clasificadas), la especificidad (proporción de ausencias correctamente clasificadas) (Fielding y Bell, 1997), y el AUC (*Area Under the Curve*), ROC (*Receiver Operating Characteristic*); Swets, 1988). Posteriormente se proyectaron los modelos para el año 2021, utilizando variables estáticas y dinámicas de teledetección, recogida dentro del año, para representar separadamente los periodos fenológicos de invernada, reproducción y postreproducción.

12.2.1. Datos de presencia y pseudo-ausencia del sisón

Para la creación de los modelos se utilizaron datos de presencia de la especie como variable respuesta. Estos datos se obtuvieron de un conjunto de datos de telemetría GPS de 91 individuos capturados que incluía no sólo la región de Extremadura sino también el Alentejo (Portugal), en un período correspondiente a entre 2009 y 2020, y equipados con GPS solar tanto PTT (*Microwave Telemetry*) como GSM (Movetech Telemetry y E-Obs). La diferencia entre los dispositivos es que mientras los PTT registran la posición del animal cada dos horas, los GSM lo hacen cada 20-30 minutos. Además de la mayor resolución temporal, los equipos GSM también ofrecen una resolución espacial más alta. El conjunto de datos se filtró temporalmente para obtener las ubicaciones de los periodos centrales de las tres fases distintas del ciclo anual del sisón común: reproducción (1 de abril - 15 de mayo), postreproducción (15 de julio - 15 de septiembre) e invernada (15 de diciembre - 15 de febrero). Se excluyeron todos los registros en vuelo (velocidad > 3 m/s) o fuera de los límites geográficos de Extremadura y Alentejo (se mantuvieron las ubicaciones de Alentejo para informar mejor a los modelos). Luego, para estandarizar el aporte de todos los individuos disponibles y evitar la sobrerrepresentación se utilizaron datos de un solo año de seguimiento y dentro de esta fase, una sola ubicación por día.

En el contexto del desarrollo de modelos de clasificación (presencia/ausencia) de *Random Forests*, la generación de ausencias, o pseudo-ausencias, cumple un propósito crucial. Las ausencias fueron consideradas como pseudo-ausencias en igual número que las presencias para cada fase biológica. Este enfoque fue esencial para garantizar la robustez del modelo de clasificación, ya que un modelo entrenado únicamente con

datos de presencia, y/o con desequilibrio entre presencias y ausencias, podría implicar predicciones inexactas. Para representar el espacio geográfico adecuado para la generación de pseudo-ausencias aleatorias, se creó una máscara dentro del área de estudio. Esta máscara excluyó áreas inadecuadas en el gradiente medioambiental ocupado por la especie, como ciudades, bosques y cuerpos de agua. La creación de esta máscara se basó en clases específicas extraídas del conjunto de datos europeo CORINE Land Cover (CLC; *European Commission*, 1994). La importancia del uso del producto CORINE Land Cover se basa en su capacidad de proporcionar información detallada sobre la cobertura del suelo, permitiendo la identificación y exclusión de áreas que no son propicias para la generación de pseudo-ausencias. Adicionalmente, se implementó un sistema de pesos de probabilidad para generar pseudo-ausencias dentro de la máscara, mediante la conversión del área ocupada por cada clase CLC en valores porcentuales y sometiendo a un análisis de normalización inversa. Este mecanismo de ponderación fue diseñado para tener en cuenta la variación en la representación entre diferentes condiciones ambientales. Los píxeles asociados con clases CLC subrepresentadas recibieron pesos de probabilidad más altos, asegurando un muestreo más equilibrado de todo el gradiente medioambiental de la especie. Para cada presencia, se generó una pseudo-ausencia dentro de la máscara, incorporando una distancia mínima de 250 metros que refleja la resolución de los datos de teledetección. La distancia máxima para las pseudo-ausencias se determinó según los movimientos diarios registrados de la especie: 50 km durante la época de reproducción y 80 km durante las fases postreproducción e invernada, lo que representa distancias promedio de movimiento. Este meticuloso proceso de generación de ausencias contribuye a la capacidad del modelo para generalizar de manera efectiva en diversos contextos ambientales, mejorando su confiabilidad y precisión predictiva. Los mapas producidos (ver resultados) también incluyen los límites de las Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPAs) esteparias, siguiendo los códigos presentados en la tabla 12.1.

CÓDIGO	NOMBRE	ID	ÁREA (KM ²)
ES0000325	Campaña Sur - Embalse de Arroyo Conejos	CS	447,78
ES0000369	Llanos de Alcántara y Brozas	LAB	464,90
ES0000398	Llanos y Complejo Lagunar de la Albuera	LCLA	363,95
ES0000071	Llanos de Cáceres y Sierra de Fuentes	LC	695,85
ES0000367	La Serena y Sierras Periféricas	LS	1549,30
ES0000332	Llanos de Trujillo	LT	77,01
ES0000333	Llanos de Zorita y Embalse de Sierra Brava	LZ	186,86
ES0000425	Magasca	Ma	108,59

Tabla 12.1. Algunas de las ZEPAs esteparias designadas para el sisón común (*Tetrax tetrax*) en Extremadura en España.

12.2.2. Variables predictivas

Se incluyeron varios predictores bioclimáticos, antropogénicos y topográficos, todos preparados a diferentes escalas. Sobre la base de un período de composición de 8 días de imágenes ópticas multispectrales corregidas (colecciones MODIS), se utilizaron las bandas espectrales del rojo y del infrarrojo cercano (RED y NIR; Salomonson *et al.*, 1989), y fueron calculadas varias métricas de teledetección relacionadas con la productividad y “verdor” de la vegetación, así como con índices de temperatura y aridez, como el ‘*Normalized Difference Vegetation Index*’ (NDVI; Krieglér *et al.*, 1969), el ‘*Modified Soil Adjusted Vegetation Index 2*’ (MSAVI2; Richardson y Wiegand, 1977), el ‘*Gross Primary Productivity*’ (GPP; Turner *et al.*, 2006), el ‘*Palmer Drought Severity Index*’ (PDIS; Palmer, 1965) y el ‘*Land Surface Temperature*’ (LST; Barnes *et al.*, 1998)(Tabla 12.2).

También se calcularon índices texturales de coocurrencia (es decir “*Gray-Level Co-Occurrence Matrix*”, GLCM; Haralick *et al.*, 1973) para inferir la estructura horizontal de la vegetación a través del índice NDVI (Fernández *et al.*, 2010; Wood *et al.*, 2012), mientras que las polarizaciones ‘HH’ y ‘HV’ de las bandas L de los satélites ALOS PALSAR1 y PALSAR2 se utilizaron para inferir la estructura vertical (Lucas *et al.*, 2010) (Tabla 12.2). Esta última información se recuperó anualmente, en concomitancia con una medida incluida de impermeabilidad humana (IMD; Tabla 12.2), disponible en el programa Copernicus (*Copernicus Land Monitoring Service*, 2021). Los predictores estáticos, sin embargo, se refieren a características del paisaje relativamente estables, como las propiedades del suelo (pH, contenido de arena ‘SD’, carbono orgánico ‘OCD’ y densidad volumétrica ‘BD’; Poggio *et al.*, 2021), condiciones bioclimáticas (temperatura media ‘Bio1’, rango diurno medio ‘Bio2’, precipitación y precipitación de mes más seco, respectivamente ‘Bio12’ y ‘Bio14’; Fick y Hijmans, 2017), así como topográficas (altitud ‘Altitude’, pendiente ‘Slope’, rugosidad del terreno y humedad, respectivamente ‘TRI’ y ‘TWI’; Conrad *et al.*, 2015; Crippen *et al.*, 2016) y antropogénicas (distancia de las carreteras principales ‘Dist MR’, distancia de las líneas eléctricas ‘Dist PL’; GeoFabrik, 2021)(Tabla 12.2).

12.2.3. Modelo de idoneidad del hábitat para cada fase fenológica

En este estudio se ha dividido el ciclo anual del sisón en tres fases fenológicas distintas (más alargadas): reproducción (abril y mayo), postreproducción (julio a septiembre) e invernada (noviembre a febrero) (Silva *et al.*, 2015). La especie muestra un comportamiento gregario durante la mayor parte del ciclo anual, con excepción de la fase de reproducción, en la que los machos forman territorios (Silva *et al.*, 2004). La población ibérica se puede clasificar como parcialmente migratoria, con una pequeña fracción de individuos que exhibe un comportamiento estrictamente sedentario y el resto muestra una variedad de patrones migratorios (ver “16. *Estrategias migratorias*”). Estos patrones abarcan movimientos regulares, que varían en términos de tiempo y rango espacial, y generalmente están asociados con la disponibilidad de alimentos y las condiciones ambientales (García de la Morena *et al.*, 2015). Los movimientos migratorios suelen coincidir con la transición entre las fases biológicas de la especie, lo que lleva a la diferenciación de los requisitos que definen la idoneidad del hábitat entre las distintas fases (Alonso *et al.*, 2019; García de la Morena *et al.*, 2015; Silva *et al.*, 2007).

Tipo	Nombre de la variable	Descripción
Variables topográficas	Slope	Mide la inclinación del terreno en grados.
	TRI	<i>Terrain Ruggedness Index</i> , Mide a cantidad de diferencia de elevación entre celdas adyacentes.
	TWI	<i>Terrain Wetness Index</i> . Mide las áreas de drenaje o donde el agua podría acumularse.
	Altitude	Altitud.
Variables climáticas	Bio1	Temperatura media anual.
	Bio2	Variación de temperatura diurna.
	Bio12	Precipitación anual.
	Bio14	Precipitación del mes más seco.
Variables biofísicas	OCD	<i>Organic Carbon density</i> . Densidad de carbono orgánico.
	pH	pH de la tierra.
	SC	<i>Sand content</i> . Contenido de arena.
	BD	<i>Bulk density</i> . Granularidad de la tierra.
Detección remota	NDVI	<i>Normalized Difference Vegetation Index</i> . Mide la productividad de la vegetación.
	MSAVI2	<i>Modified Soil Adjusted Vegetation Index 2</i> . Mide la productividad de la vegetación con mayor sensibilidad en las zonas desnudas.
	GLCM_M (Mean)	Media del píxel de NDVI con los píxeles adyacentes.
	GLCM_V (Variance)	Mide la variación de los valores de NDVI del píxel con los píxeles adyacentes.
	GLCM_H (Homogeneity)	Mide la homogeneidad de los valores de NDVI del píxel con los píxeles adyacentes.
	GLCM_C (Contrast)	Mide el contraste de los valores NDVI del píxel con los píxeles adyacentes.
	GPP	<i>Gross Primary Production</i> . Mide la biomasa.
	PDSI	<i>Palmer Drought Severity Index</i> . Mide el nivel de aridez.
	LST	<i>Land surface temperature</i> . Mide la temperatura a nivel del suelo.
	PALSAR (HH and HV)	Mide la estructura vertical de la vegetación.
	RE	Banda espectral roja.
	NIR	Banda espectral de infrarrojo cercano.
Fuentes de perturbación	Dist_MR	Mide la distancia a carreteras asfaltadas/áreas antropogénicas, hasta un máximo de 3 km.
	Dist_PL	Mide la distancia a líneas eléctricas <60kV, hasta un máximo de 3 km.

Tabla 12.2. Variables utilizadas en el modelo predictivo.

12.3. RESULTADOS

12.3.1. Invernada

En la fase fenológica de invernada, los modelos resultaron en una elevada capacidad de predicción, de acuerdo con las métricas de precisión, fueron excelentes para AUC (0,97), así como la sensibilidad (0,93), y muy bueno para la especificidad (0,87). Entre los 5 predictores explicativos más relevantes, los 2 con mayor poder predictivo son dinámicos, mientras que el resto son estáticos. El predictor más relevante fue el GLCM_C, con un 50% de relevancia en explicar la presencia de la especie en esta fase fenológica, un índice de coocurrencia textural (Haralick *et al.*, 1973), calculado para inferir la estructura horizontal de la vegetación a través del índice NDVI (Fernández *et al.*, 2010; Wood *et al.*, 2012). Dicho índice presentó una curva de respuesta positiva para las zonas de mayor contraste, indicando que están principalmente asociadas a zonas agrícolas de mosaico, caracterizadas por las diferencias de producción vegetativa en la vecindad de los píxeles (750m). El segundo predictor más relevante fue el HV, índice que infiere la estructura vertical de la vegetación (Lucas *et al.*, 2010), habiendo presentado una curva de respuesta negativa para las áreas de mayor estructura vertical y por lo tanto asociadas a zonas más abiertas con un estrato herbáceo.

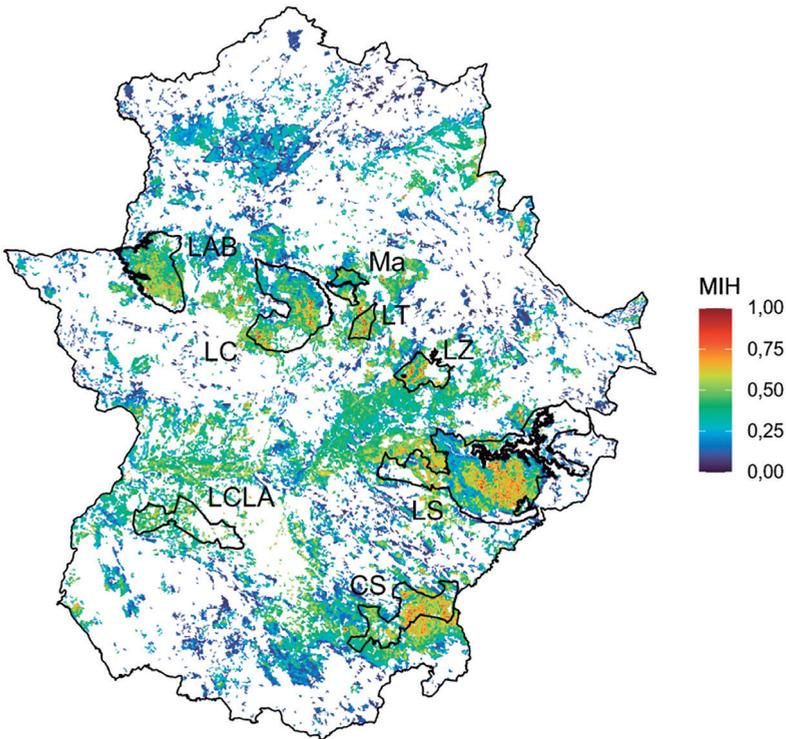


Figura 12.1. Idoneidad para la región de Extremadura en la fase de invernada en el año 2021 (adaptado de Crispim-Mendes *et al.* 2024). Los polígonos identifican todas las ZEPAS esteparias existentes en Extremadura.

El predictor estático más influyente, SC, describe las propiedades del suelo, en este caso el contenido de arena (Poggio *et al.*, 2021), y presenta una curva de respuesta negativa para las áreas más arenosas, lo que indica que están vinculados a suelos más productivos. Los predictores estáticos restantes son de naturaleza topográfica, específicamente el Índice de Rugosidad del Terreno (TRI) y el Índice de Humedad Topográfica (TWI) (Conrad *et al.*, 2015; Crippen *et al.*, 2016). Estas variables muestran curvas de respuesta distintas: una curva negativa para TRI correspondiente a la evitación para las zonas más accidentadas, y una curva positiva para TWI, lo que sugiere una favorabilidad para las áreas con una mayor captación de agua.

Durante la fase fenológica de invernada, es en la provincia de Badajoz donde se encuentran las zonas de mayor idoneidad para el sisón común (Figura 12.1), coincidiendo especialmente con el interior de las ZEPAs y su entorno. En este sentido, cabe destacar la ZEPA de La Serena y la comarca colindante de Vegas Altas, al noroeste, como una de las zonas de mayor idoneidad en esta fase fenológica. Otra zona de especial importancia por sus índices de idoneidad es la ZEPA de Campiña Sur y la zona sur colindante con ella. Aunque con valores inferiores a los registrados en la provincia de Badajoz, las ZEPAs de la provincia de Cáceres también presentan valores elevados de aptitud para la invernada. En este caso, se trata de una franja casi continua, de mayor idoneidad, que engloba todas las ZEPAs de la provincia y su entorno. Por otro lado, la zona noroeste de Cáceres destaca por su reducida idoneidad durante esta fase del año, al igual que ocurre en la zona suroeste de la provincia de Badajoz.

12.3.2. Reproducción

Durante la fase fenológica de reproducción, los modelos demostraron una capacidad de predicción óptima, según las métricas de precisión, que fueron destacadas para el AUC (0,99), así como para la sensibilidad (0,97) y la especificidad (0,94). Al igual que en la fase de invernada, entre los cinco predictores explicativos más relevantes, los dos con mayor poder predictivo son dinámicos, mientras que el resto son estáticos. Sin embargo, en esta etapa fenológica, el predictor más relevante es el índice que infiere la estructura vertical de la vegetación (HV) (17% de relevancia en explicar del sisón en esta fase fenológica) (Lucas *et al.*, 2010), con una curva de respuesta negativa para las áreas de mayor estructura vertical, como en la fase de invernada. Mientras que el segundo más relevante fue el GLCM_V (13% de relevancia), un predictor textural horizontal (Haralick *et al.*, 1973), que también mostró una curva de respuesta negativa para las zonas de elevada variación de producción vegetativa, lo que indica una tendencia a evitar áreas con grandes contrastes de señal, en consonancia con las zonas agrícolas más intensificadas de cultivos de primavera-verano. Posteriormente, el predictor estático más influyente es, al igual que en la fase de invernada, el SC, que describe el contenido de arena en el suelo (Poggio *et al.*, 2021) y también presenta una curva de respuesta negativa para las áreas más arenosas. El resto de predictores evalúan condiciones bioclimáticas, en este caso el predictor Bio1, que brinda información sobre la temperatura media anual, y el predictor Bio14, que brinda información sobre la precipitación del mes más seco (Fick y Hijmans, 2017). Mientras que el Bio1 mostró una curva de respuesta negativa, el Bio14 mostró una curva positiva.

Al igual que sucedió en el caso de la invernada, la provincia de Badajoz presenta una mayor idoneidad del hábitat (Figura 12.3). Destacan el interior de la ZEPA de La Serena y la ZEPA de Campiña Sur y su entorno, con mayores valores de idoneidad, concretamente al sur y al oeste. La zona central de la región de Extremadura se caracteriza principalmente por valores de idoneidad intermedios, comprendiendo esta zona el interior y entorno de las ZEPAs de la provincia de Cáceres y el entorno del río Guadiana. Con menor idoneidad destacan las zonas norte y suroeste de la región de Extremadura, así como la zona más oriental de la franja central.



Figura 12.2. Macho de sisón común (*Tetrax tetrax*) en época reproductora. Autor: Roberto Sánchez.

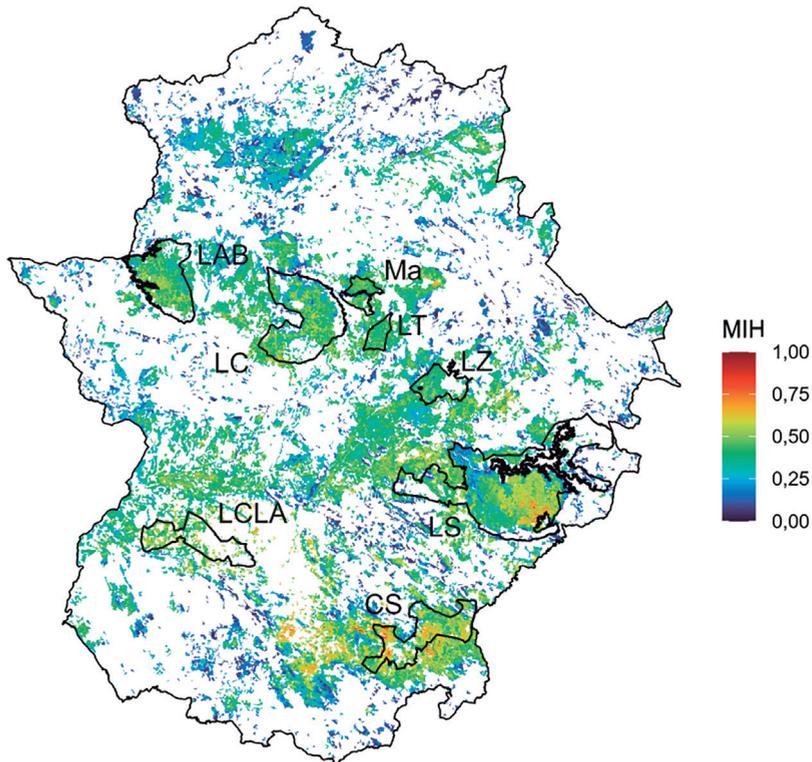


Figura 12.3. Idoneidad para la región de Extremadura en la fase de reproducción en el año 2021 (adaptado de Crispim-Mendes *et al.*, 2024). Los polígonos identifican todas las ZEPAs esteparias existentes en Extremadura.

12.3.3. Postreproducción

Durante la etapa fenológica posterior a la reproducción (postreproducción), los modelos exhibieron una notable capacidad predictiva, según las métricas de precisión. Se destacaron especialmente las métricas de AUC (0,98), de sensibilidad (0,93) y especificidad (0,90), demostrando una capacidad de predicción excelente. Los dos predictores con mayor poder predictivo son de naturaleza topográfica, el TRI (10% de relevancia en explicar la presencia del sisón en esta fase fenológica) y el TWI (10% de relevancia) (Conrad *et al.*, 2015; Crippen *et al.*, 2016) y, al igual que en la fase de invernada, presentarán curvas de respuesta positiva y negativa, que respectivamente son indicadores de una mayor preferencia por las zonas topográficamente más planas, y en las depresiones de líneas de agua, propicias a ser más húmedas. El tercer y cuarto predictor más relevantes son bioclimáticos, el Bio1 (7,5% de relevancia) y el Bio12 (7,4% de relevancia), que proporcionan información sobre la temperatura media anual y la precipitación anual respectivamente (Fick y Hijmans, 2017). Estas respuestas indican un incremento en la favorabilidad a medida que estos valores aumentan, lo que refleja las características bioclimáticas de estas zonas. En cuanto al predictor dinámico, se trata de un predictor textural horizontal, el GLCM_V (Haralick *et al.*, 1973), que, además de tener menor importancia que la que tiene en la fase de reproducción, tiene una curva de respuesta opuesta en esta fase, en este caso positiva, coincidente con áreas agrícolas más intensivas.

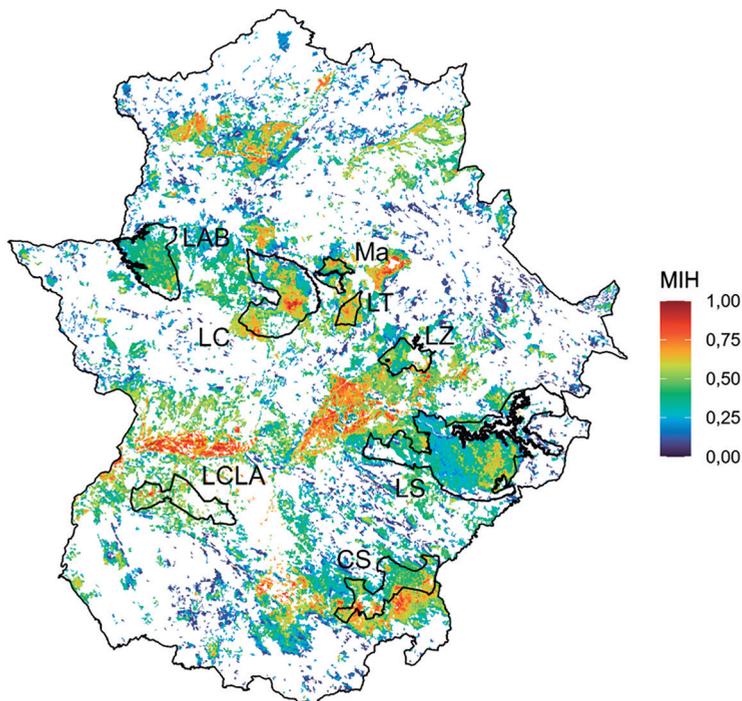


Figura 12.4. Idoneidad para la región de Extremadura en la fase de postreproducción en el año 2021 (adaptado de Crispim-Mendes *et al.*, 2024). Los polígonos identifican todas las ZEPAs esteparias existentes en Extremadura.

Al contrario de lo que ocurre en las fases fenológicas de invernada y reproducción, en la fase de postreproducción las áreas de mayor aptitud para el hábitat se encuentran mayoritariamente fuera de las ZEPAs. La zona de mayor idoneidad se registra en el entorno del río Guadiana, en una franja que se extiende entre Badajoz y Madrigalejo (Figura 12.4). Otra zona de alta idoneidad, también en la provincia de Badajoz, es la zona sur y oeste de la ZEPA de Campiña Sur. En la provincia de Cáceres destacan las ZEPAs de Llanos de Cáceres, Magasca y Llanos de Trujillo, así como sus alrededores. Fuera del área de influencia de las ZEPAs, destaca la zona oeste de Plasencia.

12.3.4. Variación intranual del MIH

Al analizar los mapas de variación de MIH entre las distintas fases fenológicas (Figura 12.5), se observa que las fases con mayor similitud en la idoneidad del hábitat son las fases de invernada y reproducción, con valores de variación en su mayoría cercanos a nulos. En la transición entre estas dos fases, cabe destacar un aumento de la idoneidad en la zona oeste de la ZEPA de Campiña Sur, mientras que, por otro lado, se produjo un ligero descenso de la idoneidad en la mayoría de las restantes ZEPAs.

En cuanto al paso de la fase fenológica de reproducción a postreproducción, es posible observar mejoras significativas en la idoneidad en varias zonas, especialmente en todo el entorno del río Guadiana y en las zonas al oeste y este de Plasencia. Asimismo, es posible observar ganancias de idoneidad, aunque más moderadas, en el interior y entorno de las ZEPAs de la

provincia de Cáceres, a excepción de la ZEPA de Brozas, que mantiene valores de idoneidad similares a los registrados en la fase de reproducción. Por el contrario, en las ZEPAs de la provincia de Badajoz, concretamente en las ZEPAs de La Serena y Campiña Sur, se observa mayoritariamente una pérdida de idoneidad en la transición a la fase postreproductiva.

Como era de esperar, dada la similitud entre las fases de invernada y reproducción, en la transición de la fase de postreproducción a la de invernada, se presentó un escenario opuesto al observado en la transición reproducción – postreproducción. En esta transición se produce una marcada pérdida de adecuación en el entorno del río Guadiana y en las zonas oeste y este de Plasencia. Además, se detectan pérdidas moderadas al sur y oeste de la ZEPA de Campiña Sur y de las ZEPAs de la provincia de Cáceres, a excepción, de nuevo, de la ZEPA de Brozas, donde incluso hay una ligera ganancia de adecuación. Las mayores ganancias de idoneidad se dan dentro de las ZEPAs de La Serena y Campiña Sur (Figura 12.5).

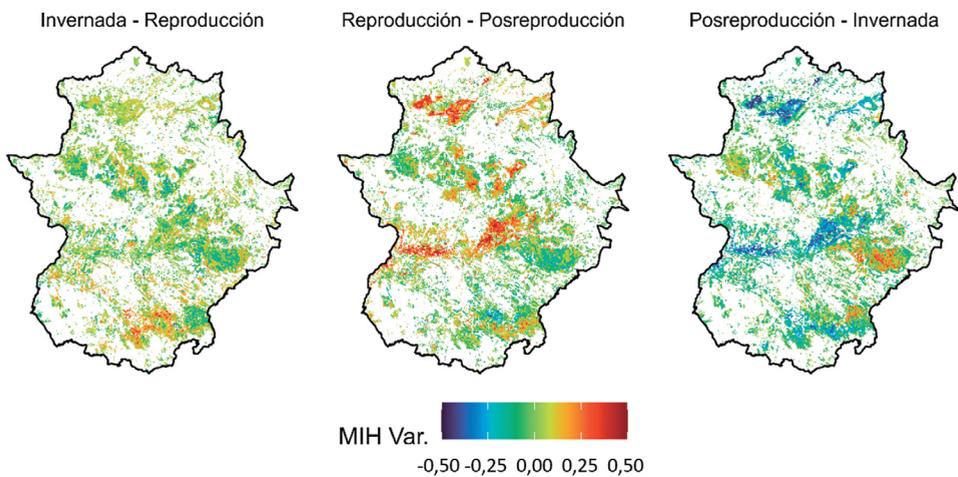


Figura 12.5. Variación espacial de MIH entre fases fenológicas consecutivas del año 2021 (adaptado de Crispim-Mendes *et al.*, 2024).

13. ESTIMACIÓN DE LA POBLACIÓN EXTREMEÑA

13.1 INTRODUCCIÓN

Extremadura ha sido considerada tradicionalmente una de las principales regiones sisoneras ibéricas, donde la especie se encontraba en altas densidades y con una distribución prácticamente continua fuera de las áreas montañosas y arboladas, tanto en primavera como en invierno (Schulz, 1985; de Juana y Martínez, 1996). No obstante, hasta la realización del primer censo nacional de la especie en 2005, coordinado por SEO/BirdLife (García de la Morena *et al.*, 2006), la mayor parte de los datos poblacionales se referían a estimas parciales de abundancia o densidad realizadas en áreas representativas, pero limitadas de la región (Garza *et al.*, 1989; Hellmich y Nuñez Arjona, 1996; de Juana y Martínez, 1996, López Ávila e Hidalgo de Trucios, 1998), lo cual impedía obtener una estima completa de la población extremeña, así como valorar de forma adecuada su importancia en el contexto nacional o europeo.

Sin embargo, los censos nacionales de la especie en 2005 y 2016 (García de la Morena et al., 2006, 2018), basados en un muestreo sistemático del área de distribución de la especie, ofrecieron por primera vez unas estimas poblacionales estandarizadas para el conjunto de la región (ver una descripción de la metodología de censo en el apartado "10.1. Censos nacionales"). En este capítulo se presentan los resultados del segundo censo nacional de la especie, realizando en 2016 (García de la Morena et al., 2018), por su interés para valorar la importancia de las poblaciones extremeñas de la especie en el conjunto de la nación, tanto durante el periodo reproductor, como durante la invernada. Cabe señalar que, como se ha explicado en capítulos anteriores, la distribución del sisón común varía notablemente a lo largo del ciclo anual, incluyendo movimientos estacionales de diversa amplitud que resultan en cambios significativos en la población presente en el territorio extremeño. En este contexto, parte de la población reproductora extremeña puede abandonar temporalmente las áreas reproductoras durante algún periodo del año, como el verano, así como recibir en invierno importantes contingentes de sisonos procedes de otras regiones (Galicia, Castilla y León, Aragón...) y países europeos, como Francia y Portugal (ver después "16. Estrategias migratorias"). De hecho, Extremadura ha sido considerada tradicionalmente como una de las principales áreas de invernada de la especie de la península Ibérica.

Además, en esta monografía también se revisan estas estimas poblacionales del censo nacional de 2016, a partir de una mejora en la estimación de su área de distribución real utilizando los modelos de distribución potencial de la especie presentados en "12. Distribución de la especie en Extremadura".

13.2. METODOLOGÍA

La metodología utilizada en los censos nacionales de la especie se estableció de forma diferencial para los periodos reproductor e invernante atendiendo a las particularidades estacionales del comportamiento y detectabilidad de la especie (García de la Morena et al., 2018).

Los censos de efectivos reproductores se realizaron siguiendo un protocolo estandarizado centrado en los machos, debido a la dificultad para detectar las hembras por su comportamiento críptico (Morales et al., 2005b). Se registraron todos los contactos visuales y auditivos obtenidos únicamente dentro de un radio de 250 m para cada estación. Se distinguieron los machos de las hembras y machos de primer año, anotando el comportamiento de los machos en caso de estar realizando *display* o ser significativo. La estima de la población de machos reproductores se obtuvo por extrapolación de las densidades medias por cuadrícula calculadas para cada provincia española al total de la superficie de hábitat potencial para el sisón en dicha provincia, la cual se obtuvo considerando las de usos del suelo según el Sistema de Información de Ocupación del Suelo en España (SIOSE), correspondiente al año 2011. Se tuvieron en cuenta los requerimientos ecológicos de la especie y su variación estacional, restringida fundamentalmente a cultivos herbáceos y pastizales de secano y, durante el periodo invernal, también de regadío. Los demás detalles relativos a la metodología utilizada para el análisis de datos se pueden consultar en García de la Morena et al. (2016, 2018).

Para realizar los censos de la población invernante se muestrearon una serie de cuadrículas UTM de 10x10 km en coche a una velocidad entre 15-20 km/h efectuando paradas periódicas en función de la visibilidad (cada 1 km como máximo). Se aprovecharon los puntos en altura

para hacer barridos visuales y se trató de cubrir de forma homogénea toda la cuadrícula circulando por toda la red de caminos, pistas y carreteras. Únicamente se muestrearon hábitats adecuados para la especie (cultivos herbáceos de secano, cultivos herbáceos de regadío, eriales, pastizales, etc.), excluyendo zonas arboladas y arbustivas. Se registraron los individuos o bandos observados y la cobertura relativa de cada cuadrícula, lo cual permitió posteriormente obtener unas estimas de densidad provinciales (la suma de los totales de las cuadrículas UTM de 10 x 10 km, y a la superficie de hábitat potencial total muestreada en la provincia) y obtener unas estimas poblacionales por extrapolación al hábitat potencial total disponible en la misma. La selección de cuadrículas 10 x 10 km se realizó con el objetivo de incorporar aquellas en las que se tenía constancia de la presencia de sisón durante el invierno. Asimismo, en el segundo censo nacional, se priorizó cubrir las cuadrículas previamente muestreadas en el primer censo nacional. En García de la Morena *et al.* (2006, 2018) se encuentra la metodología sobre los censos de invierno más detallada.

Cabe señalar que, las estimas poblacionales de los efectivos reproductores y los censos de invernantes del censo nacional ofrecen importantes discrepancias que no responden totalmente a las variaciones estacionales señaladas anteriormente, sino que motivadas por cuestiones y limitaciones metodológicas (ampliamente discutidas por García de la Morena *et al.* 2006, 2018 y 2020). De manera general, se puede considerar que, aunque los métodos de censo y las estimas de densidad parecen fiables y metodológicamente correctas, los censos tienden a la sobreestimación de la población debido a que la extrapolación de las densidades resultantes se realiza sobre un área de distribución que probablemente esté sobreestimada, ya sea en términos de extensión o de calidad de hábitat, cuestión que se revisa en el Capítulo 13.44. Con estas consideraciones, lo más probable es que la cifra de ejemplares real de la población se sitúe en un valor intermedio entre las estimas reproductora e invernal (considerando el intervalo de confianza inferior de la primera y el superior de la segunda), según se desprende de los resultados de los dos últimos censos nacionales y la revisión realizada por García de la Morena *et al.* (2020).

13.3. RESULTADOS

13.3.1. Censo reproductor 2016

En la primavera de 2016, se muestrearon 204 de las 211 cuadrículas UTM 10 x 10 Km con potencial de presencia de sisón durante la época de cría en Extremadura, lo que corresponde a una cobertura del 97,6% en la región.

La población española de machos de sisón durante el periodo reproductor de 2016 se estimó en 38.856 machos (27.037-59.053), una décima parte se localizaron en Extremadura, con una población estimada de 3.872 machos (2.387-5.757) (Tabla 13.1). Con estas cifras, Extremadura se sitúa como la segunda región española más importante durante la época de cría, tras Castilla-La Mancha (que alberga a más del 60% de la población). Se pone de manifiesto un importante declive de la especie en la región (53,3%), habiéndose reducido su importancia relativa a más de la mitad en comparación con el censo de 2005 (véase "14. Relación de la especie con las áreas protegidas"). Del total de cuadrículas censadas (n=204), el 37,3 % mostró una disminución de la densidad del sisón, mostrando un patrón de resultados negativos sobre todo en las zonas periféricas de los núcleos de población, constatándose la desaparición de la especie respecto a censos anteriores en muchas de estas cuadrículas (véase García de la Morena *et al.*, 2018).

La población extremeña se concentra principalmente en la provincia de Badajoz que, con más del 80% de su población (3.216 machos; 2.114-4.612), también es una de la más importantes a nivel nacional (Figura 13.1). El grueso de la población de Badajoz se concentra en los municipios de Azuaga y Llerena, donde presenta una distribución más continua (incluyendo parte del municipio Andaluz de Los Pedroches), así como en los municipios de Castuera (en La Serena) y Don Benito. En la mitad occidental de la provincia aparece de forma más irregular y con abundancias más variables, en los municipios de Mérida (localmente más abundante en Zafra), Almendralejo o Alburquerque.

La población cacereña, con sólo 656 machos estimados (273-1.145) es claramente inferior y se concentra entre las comarcas de Cáceres (especialmente Llanos de Cáceres y Meseta Cacereña) y Trujillo (más abundante al este de la localidad). En comarcas como Brozas u otras áreas del norte de la provincia (Navalmoral de la Mata, Coría-Plasencia), sus poblaciones actuales son muy reducidas.

La densidad media obtenida en el citado censo fue baja en ambas provincias, con valores de 0,54 machos/km² en Badajoz y 0,34 machos/km² en la provincia de Cáceres. Tan solo 12 de las 204 cuadrículas censadas han presentado valores superiores a 2 machos/km² y, muy puntualmente, en algunas cuadrículas de las comarcas de Don Benito o Azuaga (el único municipio con más de 1 macho/km² de media) se han superado valores de 3 machos/km².

MUNICIPIOS	MACHOS CENSADOS	DENSIDAD (MACHOS/KM ²)
Alburquerque	6	0,73
Almendralejo	33	0,56
Azuaga	63	1,35
Badajoz	13	0,26
Castuera	35	0,44
Don Benito	22	0,87
Herrera del Duque	2	0,30
Jerez de los Caballeros	1	0,15
Llerena	32	0,63
Mérida	48	0,52
Olivenza	9	0,32
Puebla de Alcocer	25	0,55

Tabla 13.1. Densidades de machos de sisón común (*Tetrax tetrax*) en 2016 para cada uno de los municipios agrarios de Extremadura.

MUNICIPIOS	MACHOS CENSADOS	DENSIDAD (MACHOS/KM ²)
BADAJOS	289	0,54
Brozas	6	0,21
Cáceres	37	0,54
Coria	0	0,00
Logrosán	13	0,27
Navalmoral de la Mata	0	0,00
Trujillo	27	0,42
Valencia de Alcántara	0	0,00
CÁCERES	83	0,35
Extremadura	372	0,48

Tabla 13.1 (Cont.) Densidades de machos de sisón común (*Tetrax tetrax*) en 2016 para cada uno de los municipios agrarios de Extremadura.

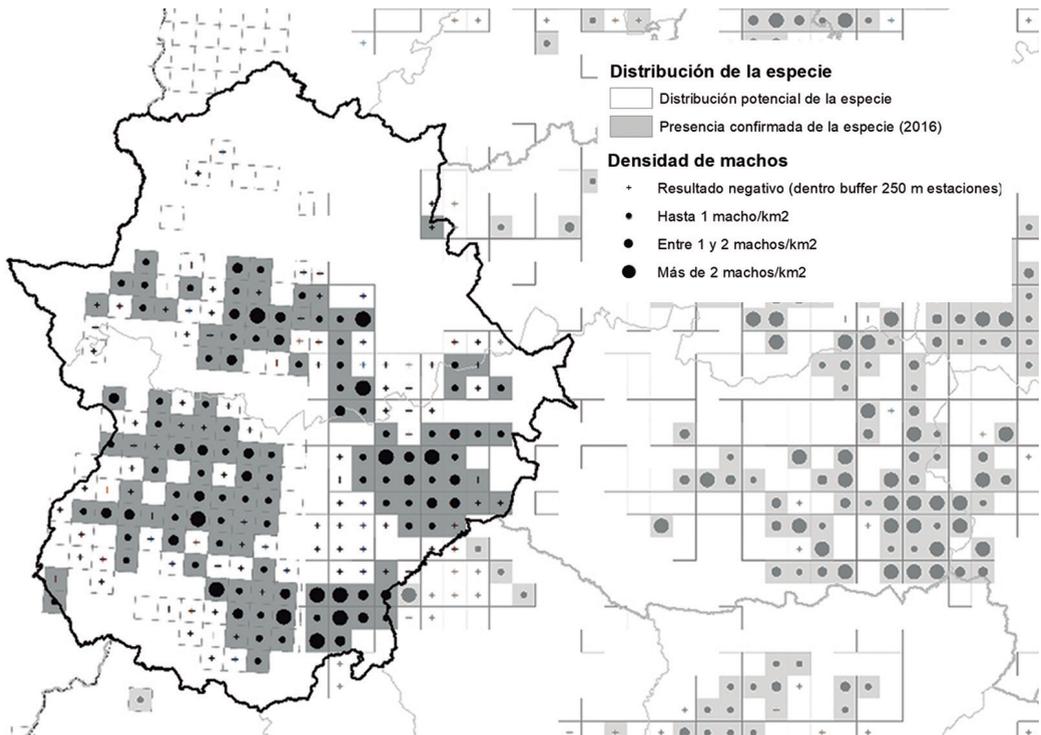


Figura 13.1. Resultados del censo nacional de sisón común (*Tetrax tetrax*) de primavera en Extremadura (adaptado de García de la Morena et al., 2018). Se muestra, a escala de cuadrícula de 10 x 10 km, las densidades (machos/km²) obtenidas en los censos y las cuadrículas con censos negativos.

13.3.2. Censo invernante 2016

La población total de efectivos invernantes en España se estimó en 14.643 individuos (6.668-29.848), de los cuales 3.244 individuos (1.602-4.835) se registraron en Extremadura. Esto supone un 22,2% de la población nacional y, al igual que durante el periodo reproductor, sitúa a la región como la segunda más importante tras Castilla-La Mancha, que alberga al 62% de los efectivos invernantes. En este censo la cobertura fue baja, con un 29,9% de las cuadrículas potenciales de invernada censadas, aunque fue relevante la ausencia de la especie en sectores tradicionales de invernada, como el noreste del noroeste de Badajoz, así como el descenso generalizado de la población y del tamaño medio de bandos (por debajo de los 30 ejemplares tanto en Cáceres como en Badajoz), en comparación con censos anteriores (véase 15. *"Tendencias de la población y el hábitat"*).

El censo de invernantes de 2016 tuvo una cobertura muy baja en Extremadura, ya que solo 32 de las 107 cuadrículas (29,9%) fueron muestreadas correctamente. La baja cobertura del censo debe tenerse en cuenta a la hora de analizar los resultados, ya que puede haber condicionado los resultados obtenidos.

La población se dividió equitativamente entre Cáceres y Badajoz, con 1.662 (1.043-2.418) y 1.582 (559-4.178) individuos, respectivamente (Figura 13.2). El sison fue observado siempre de manera muy localizada y en números muy bajos, con tamaños medios de bandadas alrededor de los 20 individuos, y con tamaños máximos de 92 y 120 aves para Cáceres y Badajoz, respectivamente. Esto es especialmente relevante considerando el papel histórico de la región en la invernada de la especie, donde las bandadas de más de un millar de ejemplares eran frecuentes hace un par de décadas. No obstante, hay que subrayar que estos resultados deben interpretarse con cautela, dada la baja cobertura de la muestra del censo de invierno.

Dentro de la provincia de Cáceres destacan los Llanos de Cáceres-Trujillo, donde se concentra el grueso de la población cacereña, con al menos 3 cuadrículas de entre 51 y 100 individuos y una distribución relativamente continua; aunque tan solo aparece una cuadrícula con más de un centenar de ejemplares censados (127 aves, concretamente), al sur de Cáceres. En la provincia de Badajoz, aunque falta información de detalle de amplias zonas que se quedaron sin muestrear, los sisones aparecieron de forma dispersa y en bajo número, con concentraciones por cuadrículas inferiores a los 50 ejemplares, salvo en una cuadrícula de La Serena, una de las principales zonas históricas de invernada de la región.

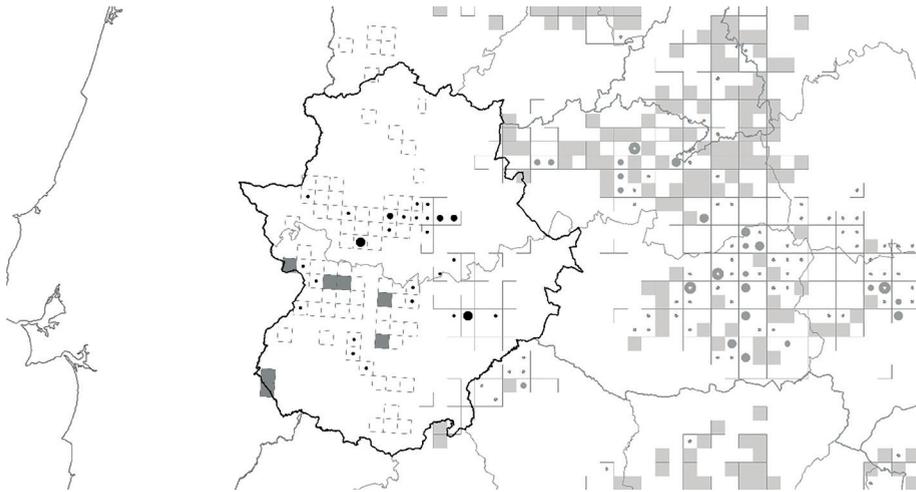


Figura 13.2. Resultados del segundo censo nacional invernal de sisón común (*Tetrax tetrax*) en Extremadura (adaptado de García de la Morena et al., 2018). Se muestra el número máximo observado por cuadrícula UTM de 10 x 10 km. De fondo se presenta la distribución potencial invernal actualizada señalado y en blanco las de presencia fuera del periodo invernal (más detalles en el texto).

13.4. REEVALUACIÓN DE LA POBLACIÓN REPRODUCTORA EN EXTREMADURA

Aquí reevaluamos las estimaciones poblacionales dadas para la población reproductora de sisón en Extremadura para el año 2016 (García de la Morena et al., 2018), mediante la extrapolación de las densidades obtenidas durante el censo, en las zonas de mayor idoneidad de hábitat, utilizando para ello la predicción de idoneidad de hábitat para 2016 basada en el modelo de índice de idoneidad de hábitat presentado en esta monografía, en el Capítulo "12. Distribución de la especie en la región". Al aplicar los valores del MIH en lugar de las clases de uso del suelo extraídas de Corine Land Cover 2000 utilizadas en trabajos anteriores, esperamos una evaluación más precisa del hábitat de cría disponible en Extremadura.

13.4.1 Metodología

Para calcular la estimación de la población de sisón en Extremadura a partir del modelo de índice de idoneidad del hábitat, el primer paso fue escalar el mapa de idoneidad MIH de 2016 a una cuadrícula de 500 m, para que coincidiera espacialmente con el área de los puntos de muestreo con un radio de 250 m (ver "10. Programas de seguimiento de la especie").

En segundo lugar, extrajimos el valor de la probabilidad de ocurrencia del MIH para cada coordenada del punto de censo. Los recuentos de sisonos se reclasificaron en tres valores: 0 - cuando los sisonos estaban ausentes en los puntos de muestreo; 1 - cuando sólo se contó un sisón y 2 - cuando se contaron 2 o más sisonos. Se utilizó un boxplot con las tres clases de densidad y los valores de probabilidad de ocurrencia para visualizar la distribución de los datos y definir un punto de corte en la probabilidad de ocurrencia, por encima del cual se consideraba que la especie estaba presente y poder inferir las características de la población. El punto de corte se fijó en el primer cuartil del boxplot de las clases mínimas con presencia de sisonos,

es decir, 0,51 (Figura 13.3). Los valores entre 0,51 y 1, se dividieron en intervalos de 0,5, y para cada uno de estos intervalos se calculó el número total de píxeles del mapa de idoneidad de 2016 (ver "12. Distribución de la especie en la región"), y el número de sisonos contados en los correspondientes recuentos de puntos monitorizados durante el censo de 2016 (Tabla 13.2).

Posteriormente se determinó la densidad de sisonos para cada clase de píxel, sumando todas las aves contadas en cada clase de MIH y dividiendo esta cifra por el área muestreada para obtener la densidad media. Este valor se corrigió desde un radio de 250 m hasta el área de un píxel de 250 x 250 m. Este procedimiento permitió estimar el número de machos reproductores por clase MIH y por todos los píxeles del área de estudio, dando la estimación para Extremadura. También se calculó el error estándar para cada clase de píxel, utilizando los valores de las frecuencias de cada clase representada en cada intervalo, lo que sirvió para corregir la estimación de la población (Tabla 13.2).

Aunque se espera una estimación más precisa utilizando esta metodología, hay que tener en cuenta que las estimaciones resultantes con los modelos Corine Land Cover o HSI tenderán a sobreestimar la población reproductora al suponer que todo el hábitat disponible estará ocupado de forma homogénea. Los sisonos son aves que se agrupan en áreas reproductivas (*Leks*) y su distribución no es aleatoria, por lo que pueden producirse errores en las estimaciones como consecuencia de su comportamiento reproductor.

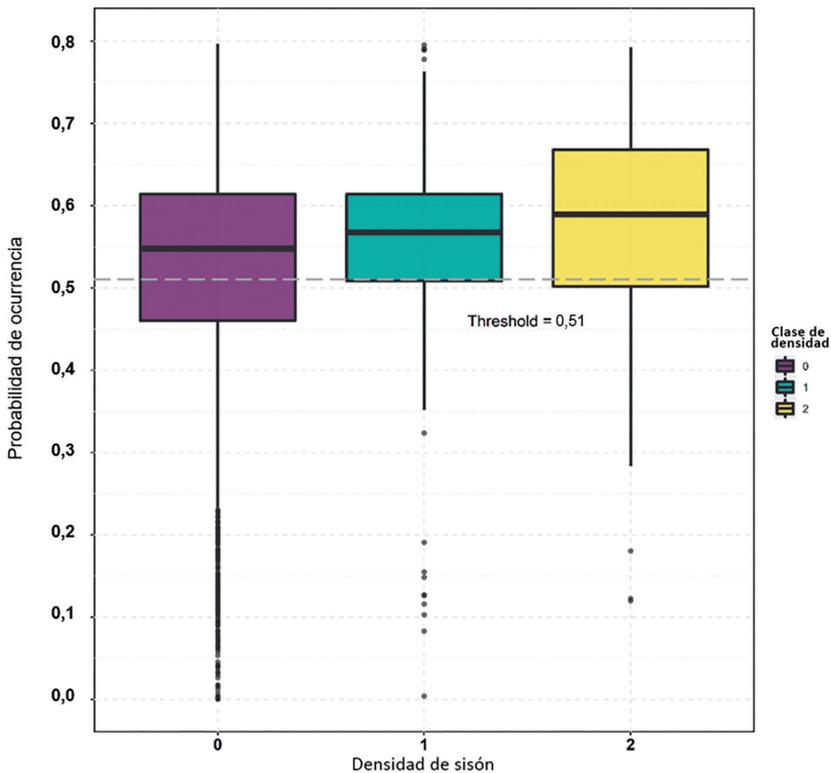


Figura 13.3. Definición del umbral MIH en el que se consideró que el sisono estaba presente, para tres clases de densidad de sisono: 0 - especie no observada; 1 - un sisono observado y 2 - 2 o más sisonos observados.

MIH	Nº PIXEL	Nº PUNTOS DE CEN- SO/ PIXEL	N.º SISONES	DENSIDAD	DENSIDAD/ PÍXELES	ESTIMATIVA SISONES	ESTIMATIVA MÍNIMA	ESTIMATIVA MÁXIMA
0,51-0,56	5881	405	48	61,1	0,15098	887,9	748,9	1.026,9
0,56-0,61	6120	459	75	95,5	0,20815	1.273,9	1.088,1	1.459,7
0,61-0,66	4511	290	41	52,2	0,18010	812,4	713,7	911,2
0,66-0,71	2975	165	30	38,2	0,23162	689,1	622,1	756,0
0,71-0,76	1582	103	12	15,3	0,14841	234,8	189,8	279,8
0,76-0,81	884	64	19	24,2	0,37818	334,3	315,2	353,4
0,81-0,86	535	37	9	11,5	0,30986	165,8	149,2	182,4
0,86-0,91	182	7	6	7,6	1,09190	198,7	197,3	200,2
0,91-0,96	83	6	1	1,3	0,21231	17,6	13,7	21,5
0,96-1	47	5	1	1,3	0,25478	12,0	9,0	14,9
						4.626,5	4.047,0	5.206,0

Tabla 13.2. Estimación de la población de sisón común (*Tetrax tetrax*) a partir de los valores del índice de idoneidad del hábitat para 2016 para cada clase de MIH y para el total.

13.4.2. Resultados

Nuestro enfoque metodológico dio como resultado una estimación de 4.667 (rango: 4.047 – 5.206) machos reproductores en Extremadura para 2016 (Tabla 13.2). Esta estimación está dentro del rango de la estimación poblacional presentada por García de la Morena *et al.* (2018), de 3.872 machos (rango: 2.387 – 5.757) para 2016, pero posiblemente representan un rango de valores más preciso para la población.

14. RELACIÓN DE LA ESPECIE CON LAS ÁREAS PROTEGIDAS

En este capítulo, se explora la relación de la especie con las áreas designadas como prioritarias para su conservación, las ZEPAs - Zonas de Especial Protección para las Aves. La delimitación de las ZEPAs esteparias se basó principalmente en su importancia y adecuación para las aves esteparias durante el período reproductor, convirtiéndolas así en áreas de extrema importancia para la conservación del sisón.

Se lleva a cabo un análisis detallado de las estimaciones poblacionales tanto en áreas ZEPA como en áreas fuera de las ZEPAs durante la fase de reproducción del sisón, con el fin de evaluar la importancia de estas zonas de especial protección. Además, se examina la distribución actual del hábitat adecuado en relación con las ZEPAs, y cómo este ha variado a lo largo del tiempo, proporcionando una perspectiva histórica sobre la evolución de estas áreas protegidas y su entorno. Los datos presentados se basan en la metodología y los resultados presentados en el artículo científico de Crispim-Mendes et al. (2024).

14.1. ESTIMACIÓN DE LA POBLACIÓN DENTRO Y FUERA DE LAS ZEPAS

14.1.1. Metodología

Con el objetivo de comprender la conexión de la especie con las ZEPAs, se llevó a cabo una estimación del número de machos reproductores utilizando la metodología aplicada en "13.4 Reevaluación de la Población reproductora en Extremadura". Esta estimación del año de 2016 se realizó tanto dentro de cada una de las ZEPAS más relevantes para la conservación de las aves esteparias, como en las áreas externas a ellas (Tabla 14.1).

La distribución actual del hábitat adecuado se determinó basándose en los Modelos de Idoneidad del Hábitat (MIH o "Species Distribution Models" SDMs), utilizando la metodología aplicada en "12.1 Distribución de la Especie en la Región". Para analizar la variación histórica de idoneidad entre 2006 y 2022, se comparó la situación inicial (MIH en 2006) con la situación actual (MIH en 2022). Luego se identificaron las áreas donde el hábitat adecuado disminuyó o aumentó, así como las áreas que permanecieron estables por encima del punto de corte de idoneidad. El punto de corte de idoneidad se determinó estableciendo un valor MIH, por encima del cual se considera que el hábitat es apto para la presencia de la especie. El valor se calculó utilizando el método SeSpeql (Fielding y Bell, 1997; Nenzén y Araújo, 2011), que es un método de selección de punto de corte que equilibra la sensibilidad y especificidad del modelo.

CÓDIGO	NOMBRE	ID	ÁREA (KM ²)	N.º MACHOS
ES0000071	Llanos de Cáceres y Sierra de Fuentes	LC	720,8	253
ES0000332	Llanos de Trujillo	LT	83,7	25
ES0000333	Llanos de Zorita y Embalse de Sierra Brava	LZ	203,3	75
ES0000369	Llanos de Alcántara y Brozas	LAB	497,2	200
ES0000425	Magasca	Ma	122,4	53
ES0000325	Campiña Sur - Embalse de Arroyo Conejos	CS	475,0	312
ES0000367	La Serena y Sierras Periféricas	LS	1.668,0	549
ES0000398	Llanos y Complejo Lagunar de la Albuera	LCLA	384,5	144
-	Todas las ZEPAs	-	4.154,9	1611
-	Exterior de las ZEPAs	-	38.325,1	3018

Tabla 14.1. Código, denominación, ID e área (en km²) de las ZEPAs consideradas en este estudio, así como número estimado de machos reproductores de sisón para el año de 2016 en las ZEPAs, y fuera de ellas en el año de 2016.

14.1.2. Resultados

Analizando el número estimado de machos reproductores por ZEPA (Tabla 14.1) es posible observar que la ZEPA de La Serena es la que tiene mayor adecuación para albergar sisonos durante la época reproductiva (549 machos). Otra ZEPA con gran capacidad para albergar la especie en este período fenológico, es la de Campiña Sur (312 machos). Ambas ZEPAs están ubicadas en la provincia de Badajoz (Figura 14.1). La ZEPA restante en la provincia de Badajoz, Llanos y Complejo Lagunar de la Albuera, alberga a un estimado de 144 machos reproductores.

En cuanto a las ZEPAs de la provincia de Cáceres (Figura, 14.1), las que presentan una mayor población en fase reproductora son la ZEPA de Llanos de Cáceres y la ZEPA de Llanos de Alcántara y Brozas, con 253 y 200 machos reproductivos respectivamente. Las restantes ZEPAs de Cáceres tienen un número estimado de machos reproductores mucho menor: Llanos de Zorita con 75, Magasca con 53 y Llanos de Trujillo con 25. Los resultados obtenidos ponen de manifiesto una mayor relevancia de las ZEPAs de la provincia de Badajoz, al obtenerse un total de 1005 machos frente a los 606 machos de las ZEPAs de la provincia de Cáceres.

Al comparar el número estimado de machos reproductores dentro y fuera de las ZEPAs en Extremadura (Tabla 14.1), se destaca que la mayoría, concretamente 3.018, se encuentran fuera de estas áreas, mientras que solo 1.611 están dentro de ellas (casi el doble de machos reproductores fuera de las ZEPAs). Estas cifras sugieren que, si bien las ZEPAs desempeñan un papel crucial durante la fase de cría, no se puede subestimar la importancia de las áreas fuera de las ZEPAs, e incluso otras ZEPAs en Extremadura con extensiones más pequeñas de zonas esteparias (Figura 14.1). Aunque las ZEPAs abarcan espacios geográficamente limitados con una mayor concentración de machos reproductores, es evidente que una parte significativa del hábitat potencial para la especie se encuentra fuera de estas áreas (Figura 14.1). Este hábitat adicional es ocupado por un número considerable de individuos, aunque con una densidad menor.

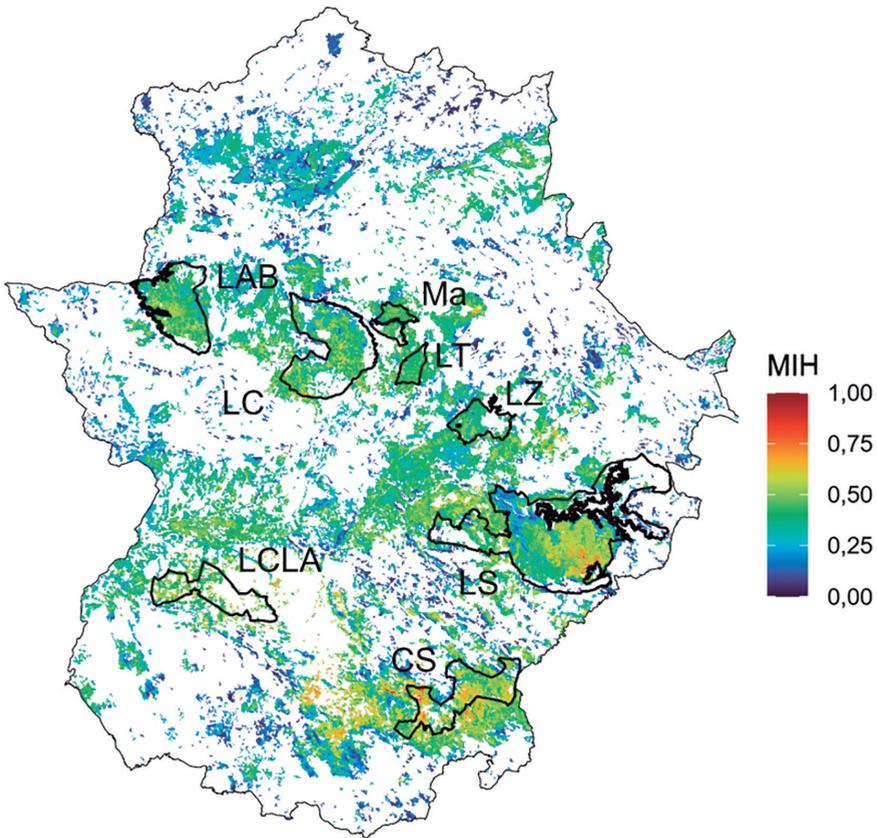


Figura 14.1. Idoneidad para la región de Extremadura en la fase de reproducción en el año 2021 (adaptado de Crispim-Mendes *et al.* 2024). Los polígonos identifican las ZEPAs esteparias más importantes de Extremadura.

Al observar la Figura 14.2, podemos notar que la gran parte del hábitat reproductor adecuado y estable en el tiempo se encuentra dentro de las ZEPAs esteparias, en particular en las ZEPAs de La Serena y Campiña Sur, ambas en la provincia de Badajoz. Todavía existe un área significativa fuera de las ZEPAs, en la región adyacente a la ZEPa de Campiña Sur (ver Figura 14.2), que mantiene un hábitat adecuado de manera constante en el tiempo, convirtiéndola en

una zona importante para la especie. Sin embargo, es importante señalar que, al comparar el área adecuada estimada entre 2006 y 2021 durante la fase de reproducción, que es la fase más crucial para la vida del sisón, se evidencia una degradación del 46,9% del hábitat. También podemos observar que la mayor parte de esta pérdida de hábitat ocurrió fuera de las ZEPAs, aunque también hubo pérdidas importantes dentro de ellas, especialmente en la provincia de Cáceres, y también en la ZEPA Llanos y Complejo Lagunar de la Albuera en Badajoz.

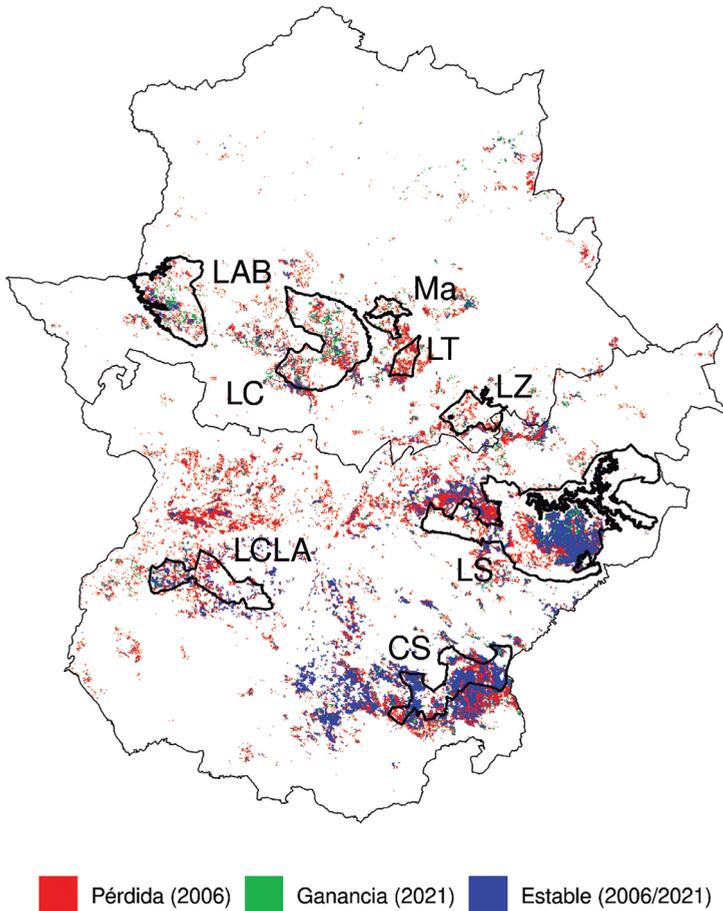


Figura 14.2. Variación del hábitat más adecuado para el sisón (con probabilidad de presencia; *Tetrax tetrax*) entre 2006 y 2021, indicando dónde hubo pérdidas, ganancias o dónde se mantuvo estable. Los polígonos identifican las ZEPAs más relevantes para la conservación de las aves esteparias en Extremadura. El código hace referencia a la designación de cada ZEPA, corresponde al ID de la Tabla 14.1.

Las estimaciones poblacionales destacan la importancia crítica de ciertas ZEPAs, en particular La Serena y Campiña Sur, como refugios clave que albergan un número significativo de machos reproductores durante la temporada de cría. A pesar de ello, la comparación entre el número total de machos dentro y fuera de las ZEPAs resalta que una proporción considerable de la población se encuentra fuera de estas áreas designadas. Este hallazgo subraya la necesidad de extender los esfuerzos de conservación más allá de las ZEPAs, reconociendo la importancia de las áreas no protegidas en la preservación del sisón.

El análisis de la distribución del hábitat adecuado identifica áreas críticas dentro de las ZEPAs, especialmente en La Serena y Campiña Sur. No obstante, se destaca una región adyacente a la ZEPA de Campiña Sur que mantiene un hábitat adecuado de manera constante en el tiempo, resaltando la relevancia de las áreas externas a las ZEPAs. Sin embargo, la variación histórica revela una degradación alarmante del hábitat, especialmente fuera de las ZEPAs, durante la fase reproductiva. Este patrón enfatiza la urgente necesidad de conservar y restaurar áreas reproductoras, tanto dentro como fuera de las ZEPAs, para contrarrestar la pérdida de hábitat que amenaza al sisón.

En términos numéricos, la observación de que casi el doble de machos reproductores se encuentra fuera de las ZEPAs destaca la importancia de las áreas no protegidas. Aunque las ZEPAs concentran una mayor densidad de machos reproductores, el elevado número de individuos fuera de estas áreas sugiere que estas también desempeñan un papel significativo en la subsistencia de la especie.

Estos resultados resaltan la importancia crítica de preservar áreas reproductoras propicias para el sisón, tanto dentro como fuera de las ZEPAs. La protección de estas áreas es esencial para frenar la degradación del hábitat ocurrida en las últimas décadas y que podría contribuir al declive de la especie. En este sentido, conservar las áreas identificadas como estables a lo largo del tiempo se vuelve crucial, dada la tendencia filopátrica del sisón, que muestra una inclinación a regresar cada año a las mismas zonas de reproducción.

La protección efectiva de la especie demanda acciones coordinadas para preservar hábitats críticos, abordar las amenazas a nivel regional y garantizar la sostenibilidad a largo plazo de las poblaciones de sisones en Extremadura.

14.2. VARIACIÓN ANUAL DE LA IDONEIDAD DEL HÁBITAT EN LAS ZEPAS

En este subcapítulo analizamos cómo varía la idoneidad del hábitat (calculada mediante un índice de idoneidad del hábitat - MIH) y la relevancia de las ZEPAs a lo largo del ciclo fenológico de la especie. Exploramos específicamente la influencia de las ZEPAs en la idoneidad del hábitat en distintas etapas del ciclo de vida de la especie, ofreciendo una visión más detallada de cómo estas áreas de protección contribuyen a la conservación y cómo su importancia puede cambiar en diferentes fases fenológicas. Este análisis ampliado busca proporcionar una comprensión más completa de la dinámica entre la idoneidad del hábitat, las ZEPAs y el ciclo fenológico de la especie.

14.2.1. Metodología

Con el fin de facilitar la comparación entre las ZEPAs y entre estas y las zonas exteriores (no ZEPA), en este subcapítulo se consideraron tres áreas clave: el Área Total, que incluye toda la extensión ocupada por cada ZEPA o por las zonas no ZEPA; el Área de Hábitat Potencial, definida como las áreas abiertas (Silva *et al.*, 2014), las cuales son consideradas para los cálculos de idoneidad; y, por último, el Área de Hábitat Adecuado, determinada al establecer un punto de corte en el valor MIH. Este punto de corte se calculó de manera independiente para cada modelo de fase fenológica de la especie, utilizando la metodología descrita en la sección 14.1.2.

14.2.2. Resultados

14.2.2.1. Áreas no incluidas en las ZEPAs

Al examinar las áreas fuera de las ZEPAs en las dos provincias de Extremadura (consultar Tabla 14.2), se observa que el porcentaje de hábitat adecuado para el sisón común (con valores MIH > punto de corte) es mayor en la provincia de Badajoz en comparación con Cáceres, lo que también se traduce en una mayor extensión de hábitat efectiva. La fase fenológica de invernada muestra el porcentaje más bajo de hábitat adecuado fuera de las ZEPAs, con solo un 0,3% en Cáceres y un 1% en Badajoz con respecto al hábitat total. La fase de reproducción también tiene un bajo porcentaje de hábitat adecuado en la provincia de Cáceres (1%), mientras que en Badajoz es ligeramente superior (5%). Sin embargo, es en la fase de postreproducción donde se registran los mayores porcentajes de hábitat adecuado en ambas provincias, con un 8,4% en Cáceres y un 13,9% en Badajoz. Estos datos evidencian una mayor idoneidad general de las áreas fuera de las ZEPAs en la provincia de Badajoz en comparación con la provincia de Cáceres, así como una mayor importancia de estas zonas en la fase de postreproducción en comparación con las demás fases fenológicas.

14.2.2.2. Áreas ZEPA y áreas no ZEPA

Al comparar el interior de las ZEPAs con el exterior (zonas no ZEPA), se evidencia la relevancia de los espacios catalogados como prioritarios (ZEPAs) para la conservación de esta especie a lo largo del año. Durante la fase de invernada, tanto en la provincia de Cáceres como en la de Badajoz, la mayor parte del hábitat adecuado se encuentra dentro de las ZEPAs. De hecho, alrededor del 62% de la superficie adecuada para la invernada en la región de Extremadura está dentro de las ZEPAs, siendo significativa la contribución de la ZEPA de La Serena en Badajoz, que por sí sola contiene más superficie adecuada (205,2 km²) que toda el área fuera de las ZEPAs en esa provincia (192,6 km²). También destaca la ZEPA de Campiña Sur, ubicada en Badajoz, con 95,2 km² de hábitat adecuado durante la fase de invernada.

Durante la reproducción, si bien hay una mayor extensión de hábitat adecuado fuera de las ZEPAs en ambas provincias, la superficie de hábitat adecuado dentro de las ZEPAs representa el 39% del total de la superficie adecuada en Extremadura. Este alto porcentaje de hábitat adecuado en relación con el área total resalta la importancia de estas zonas prioritarias para la conservación durante esta etapa crucial del ciclo de vida del sisón. Una vez más, cabe destacar las ZEPAs de La Serena y de Campiña Sur, que cuentan respectivamente con un 18,9% y un 43,8% de su cobertura adecuada para el sisón común en fase reproductiva, lo que supone una superficie de 315,7 km² y 208 km² respectivamente.

PROVINCIA	ZEPA	ÁREA TOTAL	HÁBITAT POTENCIAL			HÁBITAT ADECUADO			
			ÁREA	%	MIH	ÁREA	%	MIH	
Invernada	Cáceres	Exterior	18.585,6	4.877,7	26,2	0,27	50,8	0,3	0,68
		LC	720,8	496,3	68,9	0,40	37,1	5,1	0,69
		LT	83,7	75,8	90,6	0,53	12,5	14,9	0,72
		LZ	203,3	134,7	66,3	0,46	24,5	12,1	0,70
		LAB	497,2	387,6	78	0,43	14,9	3	0,68
		Ma	122,4	93,8	76,6	0,39	1	0,8	0,62
	Badajoz	Exterior	19.739,5	6.523,5	33	0,31	192,6	1	0,66
		CS	475	393,2	82,8	0,48	95,2	20	0,67
		LS	1.668	1.042	62,5	0,42	205,2	12,3	0,67
		LCLA	384,5	162,2	42,2	0,43	6,1	1,6	0,66
Reproducción	Cáceres	Exterior	18.585,6	4.849,4	26,1	0,30	184,8	1	0,54
		LC	720,8	491,8	68,2	0,41	85,3	11,8	0,54
		LT	83,7	75,8	90,6	0,42	5,6	6,7	0,53
		LZ	203,3	132,8	65,3	0,40	7,4	3,6	0,53
		LAB	497,2	387,6	78	0,41	56,9	11,4	0,53
		Ma	122,4	93,8	76,6	0,42	7,8	6,4	0,52
	Badajoz	Exterior	19.739,5	6.499,1	32,9	0,35	990,8	5	0,56
		CS	475	388,5	81,8	0,50	208	43,8	0,58
		LS	1.668	1.035,6	62,1	0,41	315,7	18,9	0,57
		LCLA	384,5	162,2	42,2	0,47	64	16,6	0,55
Postreproducción	Cáceres	Exterior	18.585,6	4.907,9	26,4	0,36	1.567,6	8,4	0,58
		LC	720,8	495,1	68,7	0,48	294,2	40,8	0,60
		LT	83,7	75,8	90,6	0,60	72,2	86,3	0,61
		LZ	203,3	138	67,9	0,44	63,5	31,2	0,56
		LAB	497,2	388,2	78,1	0,38	66,6	13,4	0,52
		Ma	122,4	93,8	76,6	0,46	54,5	44,5	0,58
	Badajoz	Exterior	19.739,5	6.554,4	33,2	0,41	2.745,1	13,9	0,59
		CS	475	391,6	82,4	0,49	221,7	46,7	0,59
		LS	1668	1.047,9	62,8	0,35	226,1	13,6	0,55
		LCLA	384,5	162,2	42,2	0,51	121,3	31,5	0,54

Tabla 14.2. Disponibilidad y adecuación de hábitat potencial y adecuado en las ZEPAs y fuera de ellas (Exterior) en cada etapa fenológica en el año 2021. Área potencial (áreas abiertas) y de hábitat adecuado (MIH > punto de corte) y el respectivo porcentaje en relación con el área total (áreas presentadas en km²). MIH promedio de hábitat potencial y MIH promedio de hábitat adecuado (MIH > punto de corte).

En cuanto a la fase postreproductiva, el área de hábitat adecuado es considerablemente mayor fuera de las ZEPAs en comparación con la que se encuentra dentro de ellas. Aunque hay una disponibilidad relativamente alta de hábitat adecuado dentro de las ZEPAs, con 551 km² en las ZEPAs de Cáceres y 569,1 km² en las de Badajoz, estas áreas representan solo el 26% del área adecuada en Cáceres y el 17% en Badajoz.

Estos resultados destacan la importancia de las ZEPAs, especialmente durante las etapas fenológicas de invernada y reproducción, ya que abarcan un alto porcentaje del hábitat apto para el sisón común en estas fases. Sin embargo, también revelan que en estas etapas fenológicas existe mucho hábitat adecuado fuera de las ZEPAs, desempeñando estas áreas un papel crucial en la subsistencia de la especie. En particular, el papel de las zonas fuera de las ZEPAs es de extrema importancia durante la fase de postreproducción, que incluye la abrumadora mayoría del hábitat adecuado en esta fase fenológica.

14.2.2.3. Patrones a lo largo del ciclo anual

Al comparar diferentes zonas de hábitat potencial en diferentes fases fenológicas, se pueden observar patrones de adecuación variados a lo largo del ciclo anual.

Un primer patrón (ver ejemplo Figura 14.3. A), observado en la ZEPA de La Serena, se caracteriza por una alta idoneidad que abarca un porcentaje significativo del área de la ZEPA, tanto en la fase de invernada como en la de reproducción. En la fase de postreproducción, la ZEPA muestra un porcentaje relativamente bajo de hábitat adecuado. Este patrón también es evidente en las ZEPAs de Campiña Sur y Brozas, aunque esta última no presenta valores altos de idoneidad para las fases de invernada y reproducción.

El segundo patrón (ver ejemplo Figura 14.3. B), observado fuera de las ZEPAs, en la zona del valle del Guadiana, se caracteriza, en comparación con el primer patrón, por una adecuación baja en las fases de invernada y reproducción y muy elevada en la fase de postreproducción. De destacar la importancia de la alfalfa como hábitat utilizado por la especie durante el periodo no reproductivo.

La existencia de estos dos patrones de idoneidad tan diferentes en un área geográfica cercana subraya, una vez más, la importancia de considerar tanto las ZEPAs como las áreas fuera de ellas en los planes de conservación. Estos ejemplos ilustran cómo estas zonas pueden complementarse a lo largo del ciclo anual, respondiendo a los diferentes requisitos de la especie en las diferentes etapas fenológicas.

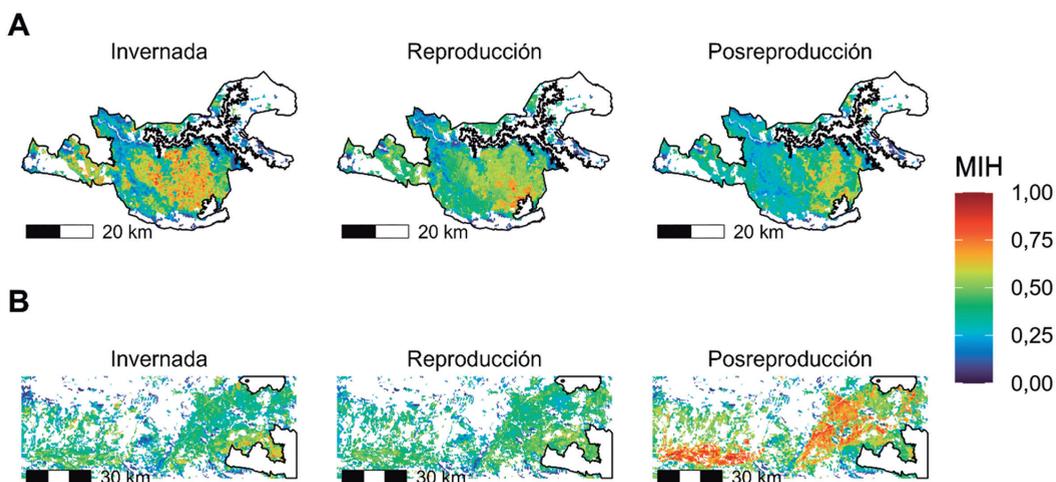


Figura 14.3. Ejemplos de la variación de los patrones de idoneidad registrados a lo largo del ciclo fenológico del sisón común (*Tetrax tetrax*) (adaptado de Crispim-Mendes et al. 2024). A - Patrón 1, ejemplo ZEPA de La Serena. B - Patrón 2, ejemplo valle del Guadiana.

14.2.2.4. Variación de la idoneidad del hábitat

El valor del MIH nos proporciona información sobre la idoneidad del hábitat para una especie. Cuanto más cercano a 1, mayor es su idoneidad. De este modo, el valor promedio de MIH en una región nos permite evaluar la idoneidad general de esa área. Al comparar el MIH promedio en el hábitat potencial de las ZEPAs con las zonas fuera de ellas (ver Tabla 14.2), se observa que, en la mayoría de los casos, el MIH es más elevado dentro de las ZEPAs. Aunque no se evidencia un patrón claro dentro de las ZEPAs en las distintas etapas fenológicas, fuera de estas áreas se encontró que el MIH promedio es menor durante la invernada, seguido por la etapa de reproducción y es mayor en la fase de postreproducción en ambas provincias. Este patrón destaca que las zonas fuera de las ZEPAs presentan una mayor aptitud general para la fase de postreproducción y menor para la invernada. Sin embargo, dentro de las ZEPAs, la falta de un patrón claro demuestra la variabilidad existente entre estas áreas protegidas.

Si consideramos solo el MIH promedio del hábitat adecuado (MIH > punto de corte), observamos que no hay diferencias significativas en los valores de MIH promedio entre las zonas dentro y fuera de las ZEPAs durante las tres fases fenológicas. Estos resultados indican que no hay una diferencia significativa en la calidad de las zonas clasificadas como adecuadas, tanto dentro como fuera de las ZEPAs, lo que demuestra que todas son relevantes para la subsistencia de la especie.

El análisis de la variación anual del Índice de Idoneidad del Hábitat a lo largo del ciclo fenológico del sisón en las ZEPAs proporciona una visión detallada de la relación entre la especie y estas áreas prioritarias para la conservación. Este subcapítulo aborda no solo la idoneidad del hábitat dentro y fuera de las ZEPAs, sino que también destaca patrones específicos a lo largo del año y la importancia de estas áreas en diferentes etapas fenológicas.

Los resultados revelan patrones distintivos de idoneidad del hábitat en diferentes fases fenológicas y áreas geográficas. Durante la invernada, las ZEPAs, en particular La Serena y Campiña Sur, emergen como refugios críticos, albergando la mayoría del hábitat adecuado. En la fase reproductiva, aunque existe una mayor extensión de hábitat adecuado fuera de las ZEPAs, estas áreas aún representan un porcentaje significativo del total, destacando su importancia en esta etapa crucial del ciclo de vida del sisón. Contrariamente, en la fase postreproductiva, las áreas fuera de las ZEPAs desempeñan un papel dominante, subrayando la necesidad de considerar la conservación en un contexto más amplio que incluya tanto áreas protegidas como no protegidas.

La existencia de patrones divergentes en áreas geográficamente cercanas subraya la complementariedad de las ZEPAs y las áreas no protegidas en los esfuerzos de conservación. Estos resultados respaldan la necesidad de estrategias de conservación integradas que aborden las distintas demandas de la especie a lo largo del ciclo anual. Además, la variabilidad entre las ZEPAs destaca la importancia de medidas adaptadas a las características específicas de cada área protegida.

El análisis integrado de estos resultados revela una mayor selección del hábitat durante la fase invernal, que es la fase con menor disponibilidad de hábitat adecuado para el sisón común. Esta selección puede estar relacionada con el comportamiento gregario que presenta la especie durante esta fase, formando grandes bandadas y concentrándose en áreas de alta idoneidad que brindan alimento y protección a todos sus elementos. En el extremo opuesto se encuentra la fase de postreproducción, la etapa del ciclo anual con mayor disponibilidad de hábitat adecuado. Este aumento generalizado de la idoneidad sugiere una reducción de los requisitos, posiblemente relacionada con la menor disponibilidad de alimentos y el hecho de que, en esta época del año, la especie se organiza en pequeños grupos.

Durante la fase de reproducción, la especie parece presentar una selección intermedia del hábitat. En esta fase, la especie exhibe un comportamiento territorial, con los machos agrupándose en leks y las hembras construyendo nidos en áreas cercanas a los territorios de los machos. Sin embargo, es importante tener en cuenta que hay poca información sobre las hembras, ya que los datos utilizados para construir los modelos de idoneidad provienen únicamente de machos, debido a la dificultad de capturar hembras para la colocación de dispositivos GPS. Aunque esto puede no ser un problema para las fases de invernada y postreproducción, en las que la especie es gregaria, puede constituir un problema en la fase de reproducción, donde machos y hembras presentan requisitos territoriales ligeramente distintos.

En conclusión, la variación anual del MIH ofrece una visión detallada de la dinámica de la idoneidad del hábitat del sisón en relación con las ZEPAs a lo largo del ciclo fenológico. Estos hallazgos destacan la necesidad de acciones coordinadas para preservar hábitats críticos, abordar amenazas a nivel regional y garantizar la sostenibilidad a largo plazo de las poblaciones de sisonos en Extremadura. Las perspectivas futuras deben incluir la implementación de medidas de conservación específicas para cada fase fenológica, así como la continuación de estudios que permitan una comprensión más profunda de las necesidades de las poblaciones de sisonos en la región. En última instancia, la protección efectiva del sisón requiere un enfoque holístico que considere la totalidad de su ciclo de vida y la diversidad de hábitats en los que se sustenta.

15. TENDENCIAS DE LA POBLACIÓN Y EL HÁBITAT

El sisón común se consideraba extendido por toda España, y las primeras estimaciones poblacionales alcanzaban los 50.000-70.000 individuos en 1985 (Schulz, 1985). Unos años más tarde, otros autores presentaron una estimación mucho más elevada que sugería la existencia de entre 100.000 y 200.000 machos reproductores en toda España (de Juana y Martínez, 1996). Sin embargo, este estudio también advertía que la población española estaba fragmentada y aislada, sobre todo en las zonas marginales de su distribución. Posteriormente, a principios del siglo XXI, una revisión dirigida por García de la Morena *et al.* (2004) confirmó este patrón de fragmentación y destacó que las poblaciones de la especie han ido disminuyendo en la mayoría de las regiones españolas desde los años 90, incluyendo no sólo las poblaciones marginales sino también las más centrales, como Extremadura.

Este capítulo presenta una revisión del conocimiento actual sobre las tendencias poblacionales del sisón en la región de Extremadura. En el primer apartado se describen las tendencias poblacionales del sisón basadas en los censos nacionales de cría de 2005 y 2016, y sus correspondientes censos de invierno. En el segundo apartado se analizan los principales cambios en las densidades de reproducción del sisón, el hábitat potencial, la carga ganadera y las infraestructuras humanas, entre 2005 y 2016, en Extremadura. Los datos presentados se basan en la metodología y los resultados presentados en el informe 'Análisis de las variaciones poblacionales del sisón (*Tetrax tetrax*) obtenidas en los censos entre 2005 y 2016 en Extremadura y cartografía predictiva' (Silva *et al.*, 2021a).

15.1. EVOLUCIÓN DE LA POBLACIÓN DE SISÓN ENTRE LOS CENSOS NACIONALES

15.1.1 Introducción

En 2004, se observó una clara tendencia poblacional negativa del sisón en la mayoría de las regiones de España (García de la Morena *et al.*, 2004). En Extremadura, las estimaciones indicaban que la población había disminuido un 40% en tan sólo nueve años, y que las densidades en Llanos de Cáceres, uno de sus núcleos más importantes, habían descendido de 6 a 2,4 individuos/km².

En 2005 se realizó el primer censo nacional de cría en España, que proporcionó una estimación amplia de 60.961 machos reproductores (41.482-86.195) y 104.504 individuos totales (71.112-147.763) (García de la Morena *et al.*, 2006; más detalles sobre la metodología definida para el censo en el Capítulo "10. Programas de seguimiento de la especie"). En Extremadura, las densidades medias de cada provincia fueron relativamente altas, con 1,7 machos/km² en Badajoz y 1,4 machos/km² en Cáceres. Estudios anteriores también presentaban estimaciones similares, como Hellmich y Nuñez Arjona (1996) que calcularon una densidad media de 1,53 machos/km² para los Llanos de Cáceres. En este censo, Extremadura fue considerada la segunda región española con mayores densidades después de la Meseta Sur. A partir de estas densidades medias y considerando el hábitat potencial de la especie, se estimó 12.711 machos en Extremadura (9.364- 17.136), lo que corresponde al 21% de la población total de machos en España.

Es importante señalar que las estimaciones poblacionales presentadas en el primer censo nacional de cría presentan problemas de sobreestimación, por lo que deben considerarse como valores máximos y optimistas, más que como valores absolutos. No obstante, este censo ya advertía de un declive de los sisonos en la región de Extremadura al mostrar que cuadrículas previamente ocupadas en el atlas de cría aparecen sin individuos durante el censo nacional (García de la Morena *et al.*, 2004).

Tras el censo nacional de cría, se realizó un censo invernal durante el invierno de 2005-2006. El censo se determinó a partir de los registros históricos de avistamientos invernales (García de la Morena *et al.*, 2006). La población total estimada fue de 22.442 individuos (17.589-34.829). En Extremadura, el mayor tamaño de bandada observado fue de 275 aves, muy inferior a los bandos de 2.000-3.000 sisonos que se veían regularmente hasta la década de 1990. En los últimos años, las grandes concentraciones invernales de sisonos parecen haberse vuelto raras, aunque el número de observadores de aves haya aumentado en estas zonas. Las elevadas densidades mostraron que, al igual que Castilla-La Mancha y Madrid, Extremadura es también una de las principales zonas de invernada del sisón en España (densidad media = 0,80 individuos/km²), con una población total estimada en 4.800 individuos. Aunque la mayor parte de la población invernante en España se encuentra en la Meseta Sur, con más del 55-60% en Castilla-La Mancha y alrededor del 5% en Madrid, la segunda región más importante es Extremadura, que alberga el 20-27% de la población. No obstante, al igual que lo observado para las poblaciones reproductoras, el número de individuos invernantes también ha sufrido un importante descenso en los últimos años. En Llanos de Cáceres, la densidad media invernal pasó de 25,5 individuos/km² en 1985-1986 a 3,4 individuos/km² en 1993-1994, lo que corresponde a un descenso del 60% (López Ávila y Hidalgo de Trucios, 1998). Esta tendencia negativa parece haber persistido durante los últimos años, haciéndose común en varias zonas de Extremadura, como Llanos de Brozas.

Varios estudios posteriores al primer censo nacional de cría siguieron mostrando evidencias de un alarmante declive generalizado de la población española. Un estudio que utiliza una serie de censos de reproducción muestra un descenso del 75% de los sisonos en Extremadura en tan solo 11 años (1998-2008; de Juana, 2009). La pérdida y alteración del hábitat son las principales amenazas para la conservación de esta especie, afectando tanto a la disponibilidad como a la calidad del hábitat por diferentes procesos, como la reducción de la superficie de barbecho y la reconversión de los pastizales, la expansión de los cultivos de regadío y arbóreos (por ejemplo, plantaciones de olivos, almendros y viñedos), la disminución de la disponibilidad de artrópodos por el aumento del uso de insecticidas, entre otros (Traba *et al.*, 2008; Marques *et al.*, 2020). Sin embargo, el drástico declive poblacional en Extremadura parece ser desproporcionado en comparación con los cambios recientes en el hábitat, lo que sugiere que otros factores están jugando un papel importante en el declive de la especie.

En la primavera de 2016 y el invierno de 2017 la Junta de Extremadura realizó un segundo censo nacional de reproducción y otro estudio invernal (García de la Morena *et al.*, 2018; más detalles sobre la metodología definida para el censo en el Capítulo "10. Programas de seguimiento de la especie"). La población de machos en España durante la época de cría se estimó en 38.856 machos (27.037-59.136), lo que considerando una proporción media de sexos de una hembra por cada tres machos alcanza una población total de 51.808 individuos. En Extremadura, la población estimada de machos reproductores fue de 3.872 (2.387-5.757),

siendo la segunda comunidad autónoma en importancia por corresponder al 10% del total de la población de machos. La mayor parte de la población se concentra en Badajoz con 3.216 machos (2.114-4.612), mientras que Cáceres sólo alberga unos 656 machos (273-1.145). Las densidades medias de cada provincia son de 0,54 machos/km² en Badajoz y de 0,34 machos/km² en Cáceres.

El estudio invernal arrojó una estimación poblacional total media de 14.643 individuos (6.668-29.848) para España, que se basó en la extrapolación de 6.612 individuos registrados al hábitat potencial disponible durante este periodo. El 22,2% de estos individuos se concentró en Extremadura (3.244 individuos, con un rango de 1.602 a 4.835), lo que la convierte en la segunda zona de invernada más importante después de la Meseta Sur. Estos individuos se reparten casi por igual entre Cáceres (51,2%) y Badajoz (48,8%). Las densidades invernales medias fueron más altas en Extremadura con 1,08 individuos/km² (0,59-1,97), seguidas de 0,66 individuos/km² (0,33-1,33) en Castilla-La Mancha. La cobertura de muestreo durante el periodo invernal fue especialmente baja, habiéndose muestreado sólo el 29,9% de las cuadrículas potenciales. Aunque se confirmó la presencia de la especie en algunas zonas tradicionales de invernada, los registros de individuos observados fueron siempre muy bajos. El tamaño medio de los bandos fue de 20 individuos, con un máximo de 120 y 92 aves para Cáceres y Badajoz, respectivamente, cifras notablemente bajas en comparación con los tamaños de bandos observados en el pasado.

15.1.2. Resultados

Considerando que uno de los principales objetivos del segundo censo nacional (2016) era comparar los resultados con el censo anterior (2005) para determinar, con la mayor precisión posible, la tendencia poblacional de esta especie y actualizar su estado de conservación, se recalcularon los resultados de 2005 siguiendo los mismos criterios y parámetros utilizados en el censo de 2016 (García de la Morena *et al.*, 2018). Es importante destacar que no se encontraron grandes diferencias entre los resultados publicados en 2006 y los recalculados, conservando al menos el mismo orden de magnitud.

La población total de machos reproductores en España pasó de 74.084 machos en 2005 a 38.856 machos en 2016, lo que supone un descenso global del 48% en solo 11 años (García de la Morena *et al.*, 2018). Este descenso equivale a una disminución media anual del 5,80%, lo que tuvo efectos significativos en la importancia relativa de cada comunidad autónoma. Extremadura era una de las regiones más importantes en 2005, con un 21% del total de la población de machos estimada, pero en 2016 esta importancia relativa se redujo solo al 10%. Por el contrario, Castilla-La Mancha adquirió mayor relevancia en 2016, con más del 60% del total de machos reproductores.

Considerando el conjunto de las 34 provincias, la tendencia media fue de un descenso del 60% en el número de machos de sisón: en 25 provincias el número disminuyó, en cuatro aumentó, en una se mantuvo más o menos igual y en las cuatro últimas se registró cero ejemplares. En Extremadura, este descenso en el número de machos de sisón alcanzó el 56,5% (-55,3% para Badajoz y -61,7% para Cáceres). Atendiendo a las cuadrículas UTM de 10x10 km, los resultados muestran la reducción de la superficie ocupada en cada provincia. En promedio, la especie había desaparecido de alrededor del 25,7% de todas las cuadrículas muestreadas, mientras

que en la región de Extremadura desapareció en el 24,2% de las cuadrículas muestreadas (22,4% para Badajoz y 28,1% para Cáceres). En general, los mayores descensos se produjeron en poblaciones que tenían densidades altas o medias a bajas en 2005, mientras que las poblaciones que mantuvieron o aumentaron sus densidades correspondieron a poblaciones con densidades bajas o medias en 2005. Además, el descenso relativo del número de machos fue menos pronunciado en las provincias que tuvieron menores reducciones en la disponibilidad de hábitat adecuado, lo que sugiere que la pérdida de hábitat fue uno de los principales responsables del descenso de las poblaciones de sisón. Sin embargo, no hay que descartar el papel de la mortalidad antropogénica (Marques *et al.*, 2020; más información sobre la mortalidad antropogénica en el Capítulo "20. Amenazas para el sisón en Extremadura") y cambio climático Capítulo "19. Cambio Climático". Las densidades de machos disminuyeron de 1,13 machos/km² a 0,67 machos/km², lo que refleja un descenso del 37,8% (25-67%) en toda España. En Extremadura, este descenso se estimó en un 53,3% (52% para Badajoz y 58% para Cáceres), habiéndose relacionado con los cambios en la calidad del hábitat y la intensificación de la agricultura.

En cuanto a la población invernante, las cifras indicaron una disminución de 24.650 a 14.643 individuos, lo que implica un descenso del 40,6% en sólo 11 años, lo que significa un descenso medio anual del 4,70%. En Extremadura, la población invernante pasó de 4.853 a 3.244, lo que refleja un descenso del 33,2%. En consecuencia, la importancia relativa de Extremadura en el total de la población invernante nacional se reduce ligeramente, pero sigue siendo la segunda comunidad autónoma más importante.

15.2 CAMBIOS EN LAS DENSIDADES DEL SISÓN, LA DISPONIBILIDAD DE HÁBITAT, LA GESTIÓN DEL PASTOREO Y LAS INFRAESTRUCTURAS LINEALES

15.2.1. Introducción

En este apartado se presentan los principales resultados del estudio "Análisis de las variaciones poblacionales del sisón obtenidas en los censos entre 2005 y 2016 en Extremadura y cartografía predictiva" (Silva *et al.*, 2021a) que analizó las tendencias poblacionales del sisón común entre 2005 (García de la Morena *et al.*, 2006) y 2016 (García de la Morena *et al.*, 2018) en Extremadura y el posible efecto de la disponibilidad de hábitat, la carga ganadera y las infraestructuras lineales (carreteras y líneas eléctricas) en los cambios en las densidades del sisón común.

15.2.2. Metodología

Los datos poblacionales se obtuvieron de los dos censos nacionales de reproducción de siones realizados en 2005 y 2016 (García de la Morena *et al.*, 2006, 2018), por ello se centró la atención en los hábitats usados durante este periodo, principalmente: zonas de pastizales abiertos y áreas agrícolas. Se realizó un análisis en la escala de la cuadrícula de muestreo UTM 5x5 km considerando 130 cuadrículas muestreadas en ambos censos (un total de 2.291 puntos de muestreo en 2005 y 2.357 puntos en 2016).

La metodología utilizada en este estudio se centró en el análisis de la variación de las variables ambientales que se consideran más relevantes para explicar la presencia de la especie durante la época de cría, según la metodología de Marques *et al.* (2020). El análisis se realizó

a partir de los datos estadísticos proporcionados por la Junta de Extremadura / Sistema de Información Geográfica de Parcelas Agrícolas (SIGPAC), en base a los usos del suelo declarados por los agricultores y bases de datos de infraestructuras disponibles (Tabla 15.1):

- Densidad de sisones en cada año, a partir de los datos obtenidos en 2.291 puntos de muestreo en 2005 y 2.357 puntos de muestreo en 2016;
- Disponibilidad de hábitat, que es un indicador de la pérdida de hábitat;
- La carga ganadera, que es un indicador de la calidad del hábitat;
- Infraestructuras lineales (carreteras y líneas eléctricas), que es un indicador de la calidad del hábitat.

Es importante señalar que la variación reportada para estas 130 cuadrículas es representativa de las tendencias ambientales de las zonas esteparias de Extremadura a escala geográfica fina.

	DESCRIPCIÓN	VARIABLE	FUENTE
Disponibilidad de hábitat	Proporción del área de estudio cubierta por un hábitat potencial de reproducción (ha)	<i>Cultivos leñosos</i>	<i>Cartografía SIGPAC 2006 y 2016 (escala recinto)</i>
		<i>Viñedos</i>	
		<i>Olivares</i>	
		<i>Cultivos anuales de regadío</i>	
		<i>Pastos abiertos</i>	
		<i>Cultivos anuales de secano</i>	
		<i>Barbechos</i>	
Carga ganadera	Densidad de unidades ganaderas mayores (UGM) de vacuno y ovino por superficie de pastos (UGM/ha), siguiendo la relación: vacuno adulto = 1 UGM y ovino adulto = 0,15 UGM	<i>UGM bovino</i>	<i>Carga ganadera - Junta de Extremadura</i>
		<i>UGM ovino ovejas por ha de pastos</i>	
	Proporción de bovinos en la carga ganadera	<i>Proporción de vacas por unidades ganaderas</i>	
Infraestructuras lineales	Densidad de carreteras en cada zona de estudio	<i>Carreteras (km/km²)</i>	<i>Google Street Maps; validación de campo</i>
		<i>Caminos sin pavimentar (km/km²)</i>	
	Densidad de líneas eléctricas en cada zona de estudio (km/km ²)	<i>Tendidos eléctricos <60 kV (km/km²)</i>	<i>REE; Garret (2018); Bing; mapas de Google Earth; validación de campo</i>

Tabla 15.1. Descripción y fuentes de cada una de las variables exploradas como factores potenciales que impulsan los cambios en las densidades del sisón en Extremadura.

Los cambios en todas las variables descritas anteriormente se presentaron para todas las cuadrículas muestreadas, excepto para 3 cuadrículas fronterizas. Por lo tanto, se evaluó la variación media de cada variable en ha, en unidades de ganado mayor en el caso del ganado o en longitud en las infraestructuras lineales y en proporción global de cambio considerando el número total de cuadrículas ($n = 130$).

15.2.3. Resultados

15.2.3.1. Densidad de sisones

La densidad media del sisón disminuyó un 43,1%, de $0,93 \pm 1,08$ a $0,59 \pm 0,85$ machos/ha, entre 2005 y 2016, oscilando entre el -12,3% y el 3,93% (Figuras 15.1, 15.2 y 15.3).

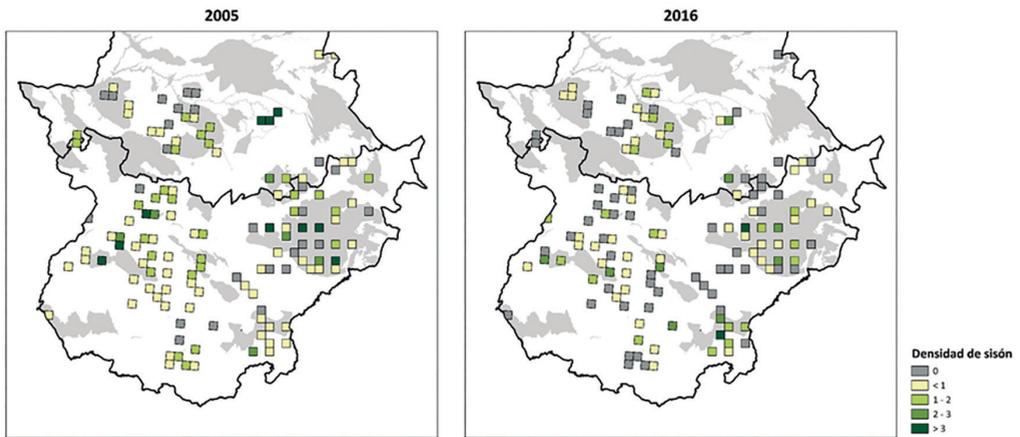


Figura 15.1. La densidad del sisón común (*Tetrax tetrax*) se estimó para cada cuadrícula muestreada en 2005 y 2016 ($n = 130$ cuadrículas cada año). Las ZEPAs se muestran en gris.

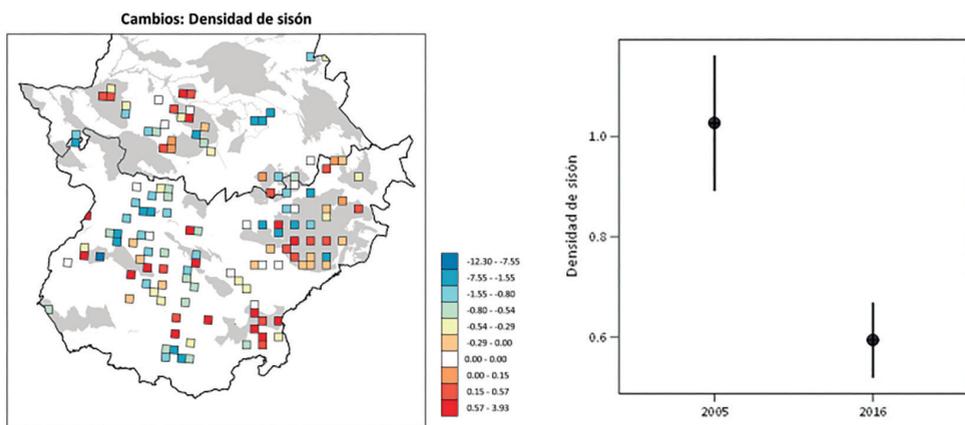


Figura 15.2. Izquierda: cambios en la densidad del sisón común (*Tetrax tetrax*) para cada cuadrícula muestreada en 2005 y 2016. Derecha: densidad media de sisones estimada en 2005 y 2016; las barras representan los errores estándar.

De las 130 cuadrículas muestreadas en ambos censos, 79 mostraron una disminución en la densidad de sisón entre 2005 y 2016, mientras que sólo 37 mostraron un incremento de la densidad de sisones (Figura 15.3).

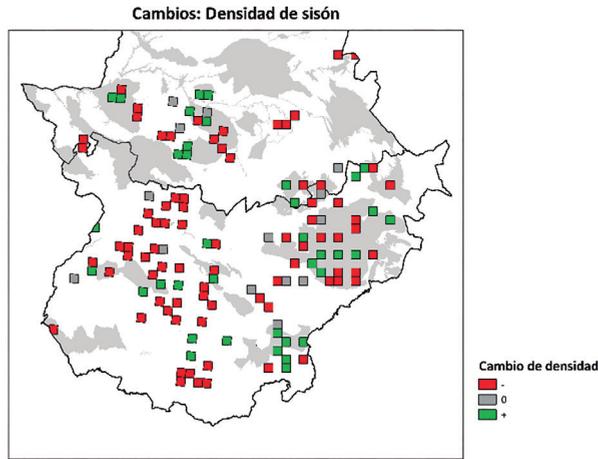


Figura 15.3. Cambios en la densidad del sisón común (*Tetrax tetrax*) para cada cuadrícula muestreada en 2005 y 2016. Los cambios positivos están representados en verde ($n = 37$), mientras que los negativos están en rojo ($n = 79$). Las ZEPAs se muestran en gris.

15.2.3.2. Disponibilidad de hábitat

- **Cultivos leñosos**

El área de *cultivos leñosos* aumentó por medio por cuadrícula de $306,91 \pm 500,68$ ha (0-2.169,97) a $365,33 \pm 562,40$ ha (0-2.314,63; Figura 15.4), lo que representa un aumento no significativo del 58%. Un total de 87 cuadrículas mostraron una tendencia positiva entre los dos períodos de estudio, mientras que sólo 30 mostraron una tendencia negativa.

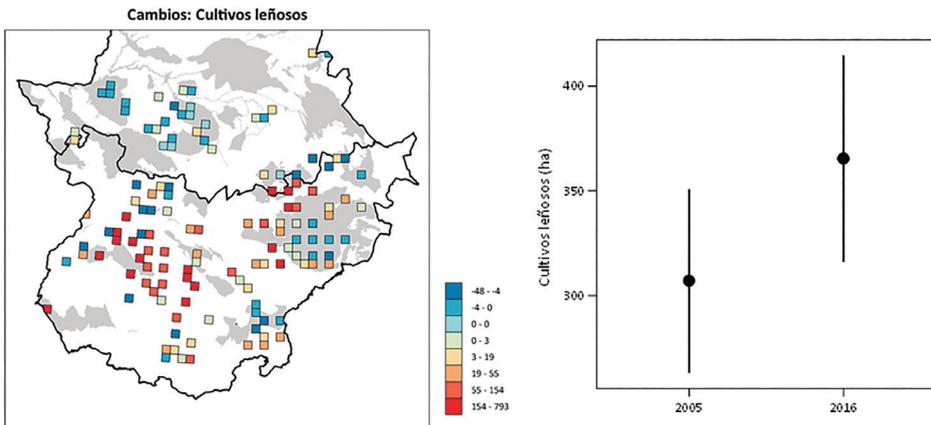


Figura 15.4. Izquierda: cambios en el área de *cultivos leñosos* para cada cuadrícula muestreada en 2005 y 2016. Las ZEPAs con mayor importancia para las aves esteparias se muestran en gris. Derecha: superficie (ha) de cultivos *leñosos* estimada en 2005 y 2016; las barras representan los errores estándar.

• **Viñedos**

El área de *viñedos* aumentó por medio por cuadrícula de $110,15 \pm 250,42$ ha (0-1.408,18) a $123,39 \pm 298,21$ ha (0-1.556,71; Figura 15.5), lo que representa un aumento no significativo del 13%. Un total de 43 cuadrículas mostraron una tendencia negativa entre los dos estudios, mientras que 28 mostraron una tendencia positiva.

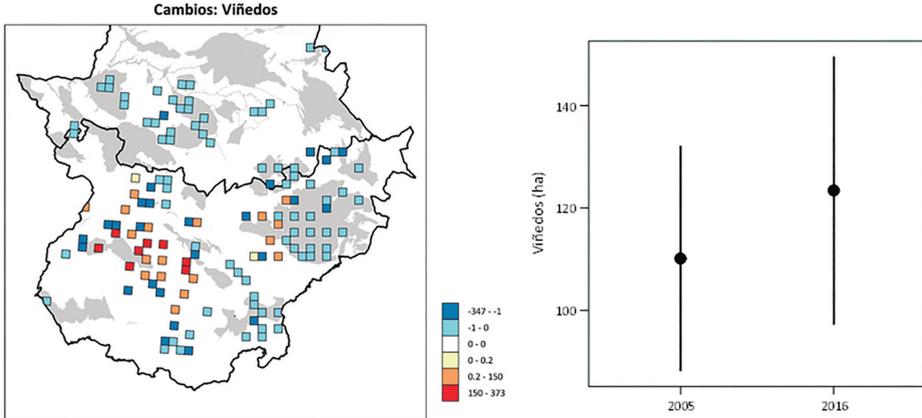


Figura 15.5. Izquierda: cambios en el área de *viñedos* para cada cuadrícula muestreada en 2005 y 2016. Las ZEPAs con mayor importancia para las aves esteparias se muestran en gris. Derecha: superficie (ha) de *viñedos* estimada en 2005 y 2016; las barras representan los errores estándar.

• **Olivares**

El área de *olivares* aumentó por medio por cuadrícula de $179,64 \pm 278,95$ ha (0-1.480,86) a $211,16 \pm 300,71$ ha (0-1.415,34= 60,85; Figura 15.6), lo que representa un aumento no significativo del 32%. Un total de 86 cuadrículas mostraron una tendencia positiva entre los dos estudios, mientras que 17 mostraron una tendencia negativa.

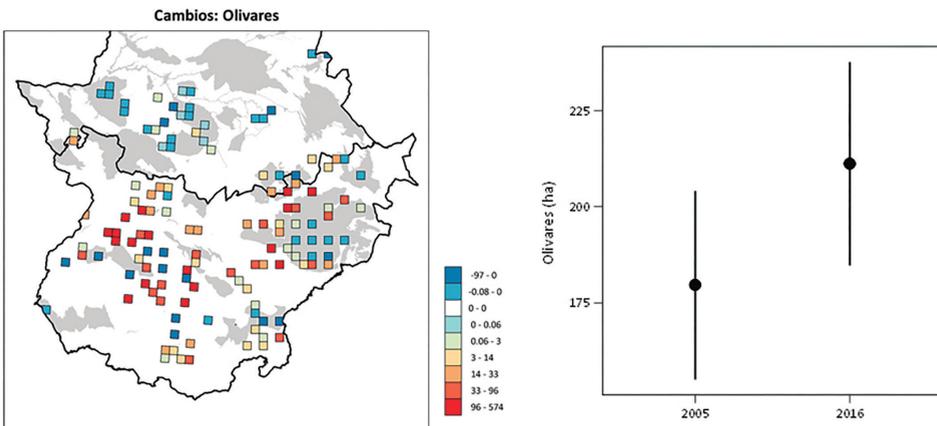


Figura 15.6. Izquierda: cambios en el área de *olivares* para cada cuadrícula muestreada en 2005 y 2016. Las ZEPAs con mayor importancia para las aves esteparias se muestran en gris. Derecha: superficie (ha) de *olivares* estimada en 2005 y 2016; las barras representan los errores estándar.

- **Cultivos anuales de regadío**

El área de *cultivos anuales de regadío* aumentó por medio por cuadrícula de $67,01 \pm 215,31$ ha (0-1.393,17) a $71,55 \pm 241,12$ ha (0-1.807,38; Figura 15.7), lo que representa un aumento no significativo del 5%. Un total de 63 cuadrículas mostraron una tendencia positiva entre los dos estudios, mientras que 24 mostraron una tendencia negativa.

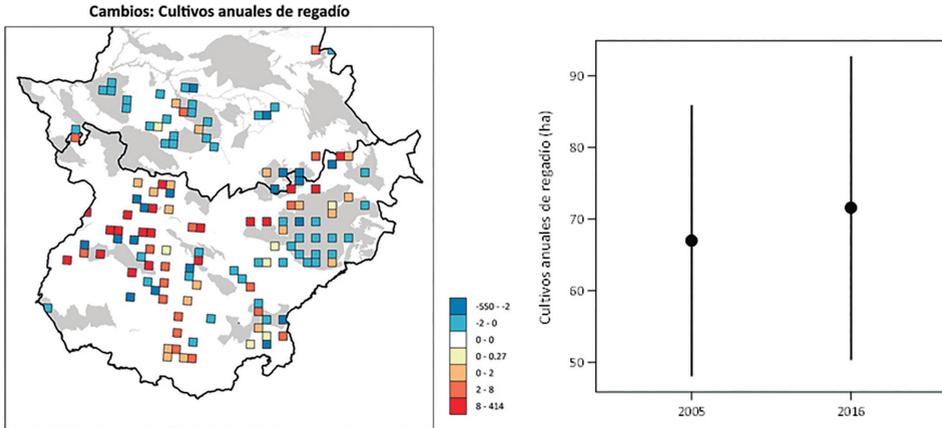


Figura 15.7. Izquierda: cambios en el área de *cultivos anuales de regadío* para cada cuadrícula muestreada en 2005 y 2016. Las ZEPAs con mayor importancia para las aves esteparias se muestran en gris. Derecha: superficie (ha) de *cultivos anuales de regadío* estimada en 2005 y 2016; las barras representan los errores estándar.

- **Pastos abiertos**

El área de *pastos abiertos* aumentó por medio por cuadrícula de $842,74 \pm 759,91$ ha (0-2.554,30) a $876,84 \pm 753,18$ ha (0-2.624,83; Figura 15.8), lo que representa un aumento no significativo del 34%. Un total de 72 cuadrículas mostraron una tendencia positiva entre los dos estudios, mientras que 58 mostraron una tendencia negativa.

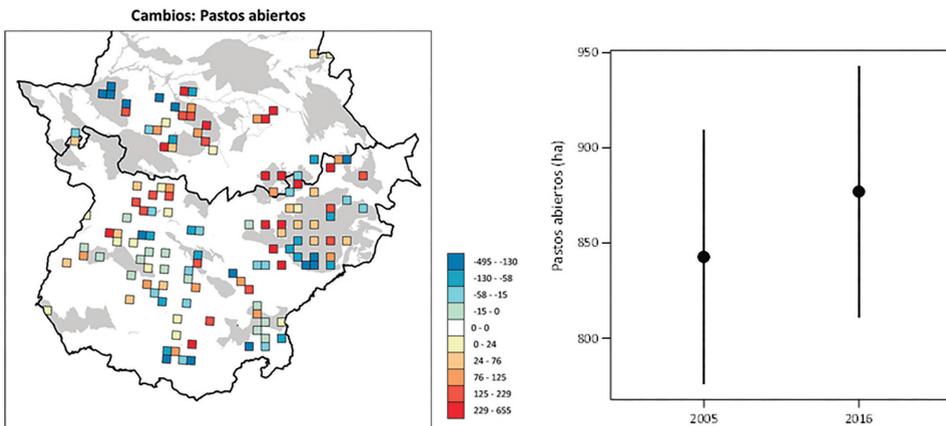


Figura 15.8. Izquierda: cambios en el área de *pastos abiertos* para cada cuadrícula muestreada en 2005 y 2016. Las ZEPAs con mayor importancia para las aves esteparias se muestran en gris. Derecha: superficie (ha) de *pastos abiertos* estimada en 2005 y 2016; las barras representan los errores estándar.

- **Cultivos anuales de secano**

El área de cultivos *anuales de secano* se redujo por medio por cuadrícula de $1029,39 \pm 619,70$ ha (0-2.541,50) a $807,64 \pm 645,84$ ha (0-2.816,65; Figura 15.9), lo que representa una disminución significativa del 22%. Un total de 107 cuadrículas mostraron una tendencia negativa entre los dos estudios, mientras que 23 mostraron una tendencia positiva.

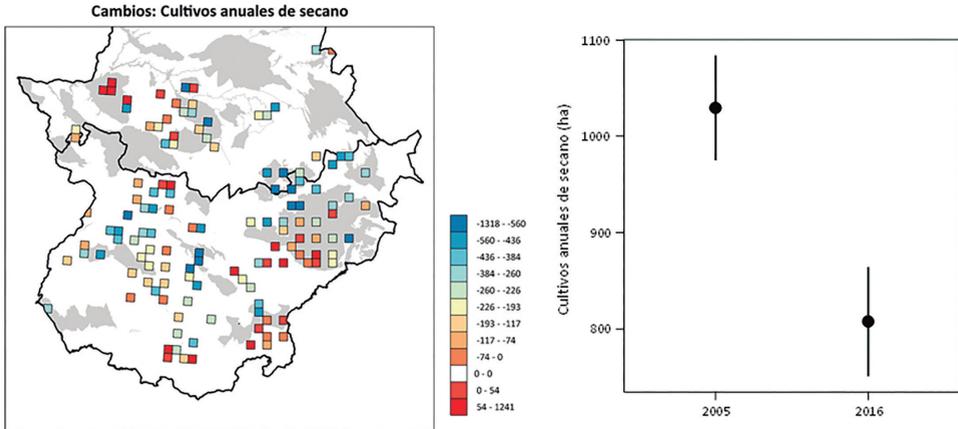


Figura 15.9. Izquierda: cambios en el área de *cultivos anuales de secano* para cada cuadrícula muestreada en 2005 y 2016. Las ZEPAs con mayor importancia para las aves esteparias se muestran en gris. Derecha: superficie (ha) de *cultivos anuales de secano* estimada en 2005 y 2016; las barras representan los errores estándar.

- **Barbechos**

El área de *barbechos* disminuyó por medio por cuadrícula de $136,67 \pm 179,80$ ha (0-1.546,82) a $128,43 \pm 171,27$ ha (0-1.532,79; Figura 15.10), lo que representa una disminución no significativa del 8%. Un total de 62 cuadrículas mostraron una tendencia negativa entre los dos estudios, mientras que 58 mostraron una tendencia positiva.

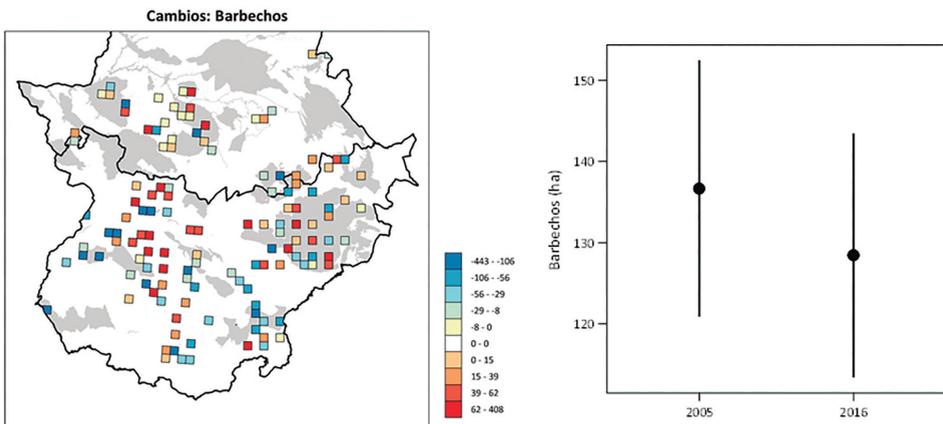


Figura 15.10. Izquierda: cambios en el área de *barbechos* para cada cuadrícula muestreada en 2005 y 2016. Las ZEPAs con mayor importancia para las aves esteparias se muestran en gris. Derecha: superficie (ha) de *barbechos* estimada en 2005 y 2016; las barras representan los errores estándar.

15.2.3.3. Gestión del pastoreo

• Carga ganadera: Unidades ganaderas de vacas por superficie de pastos

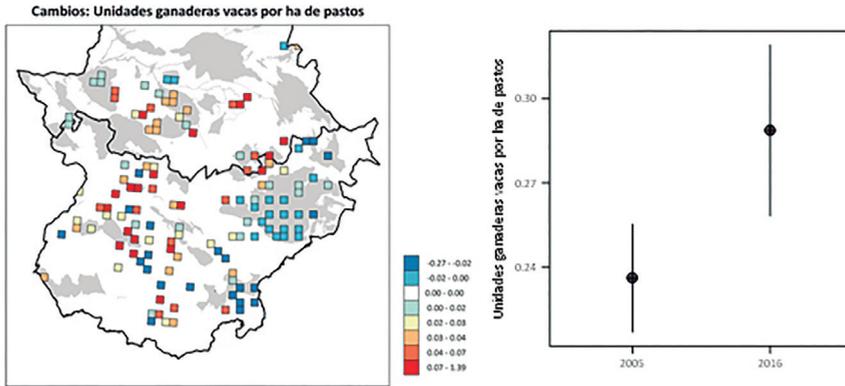


Figura 15.11. Izquierda: cambios en la densidad de *unidades ganaderas vacas por ha de pastos* para cada cuadrícula muestreada en 2005 y 2016. Las ZEPAs con mayor importancia para las aves esteparias se muestran en gris. Derecha: densidad de *unidades ganaderas vacas por ha de pastos* estimada en 2005 y 2016; las barras representan los errores estándar.

La densidad de *unidades ganaderas (UG)* de vacas por ha de pastos aumentó de $0,24 \pm 0,22$ UGM/ha (0-1,64) a $0,29 \pm 0,35$ UGM/ha (0-3,02; Figura 15.11), lo que representa un aumento significativo del 5%. Un total de 88 cuadrículas mostraron una tendencia positiva entre los dos estudios, mientras que 23 mostraron una tendencia negativa.

• Carga ganadera: Unidades ganaderas de ovejas por superficie de pastos

La densidad de unidades ganaderas ovejas por ha de pastos disminuyó por medio por cuadrícula de $0,85 \pm 0,65$ UGM/ha (0-4,72) a $0,60 \pm 0,44$ UGM/ha (0-2,10; Figura 15.12), lo que representa una disminución significativa del 24%. Un total de 121 cuadrículas mostraron una tendencia negativa entre los dos estudios, mientras que sólo 8 mostraron una tendencia positiva.

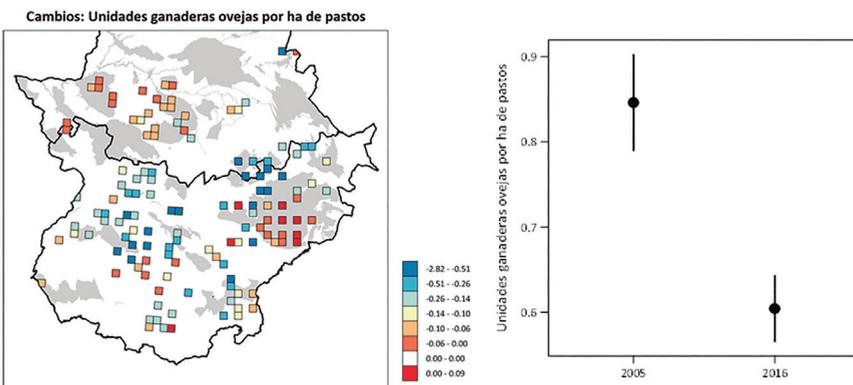


Figura 15.12. Izquierda: cambios en la densidad de *unidades ganaderas ovejas por ha de pastos* para cada cuadrícula muestreada en 2005 y 2016. Las ZEPAs con mayor importancia para las aves esteparias se muestran en gris. Derecha: densidad de *ovejas unidades ganaderas por ha de pastos* estimada en 2005 y 2016; las barras representan los errores estándar.

- **Carga ganadera: Proporción de vacas por unidades ganaderas**

La proporción de vacas por unidades ganaderas aumentó por medio por cuadrícula de $0,28 \pm 0,23$ (0-0,85) a $0,36 \pm 0,27$ (0-0,90; Figura 15.13), lo que representa un aumento significativo del 8%. Un total de 99 cuadrículas mostraron una tendencia positiva entre los dos estudios, mientras que sólo 15 mostraron una tendencia negativa.

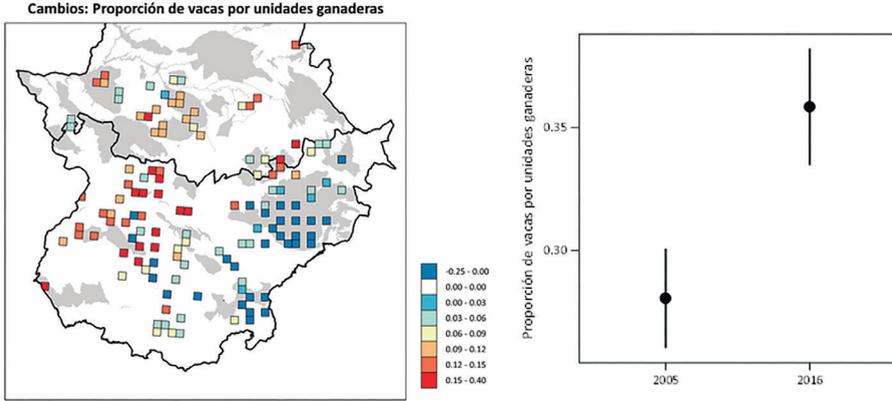


Figura 15.13. Izquierda: cambios en la proporción de vacas por unidades ganaderas para cada cuadrícula muestreada en 2005 y 2016. Las ZEPAs con mayor importancia para las aves esteparias se muestran en gris. Derecha: proporción de vacas por unidades ganaderas estimada en 2005 y 2016; las barras representan los errores estándar.

15.2.3.4. Infraestructuras lineales

- **Carreteras**

La densidad de carreteras aumentó ligeramente por medio por cuadrícula de $0,346 \pm 0,25$ km/km² (0-1,16) a $0,352 \pm 0,25$ km/km² (0-1,16; Figura 15.14), lo que representa un aumento no significativo del 1%. La mayoría de las cuadrículas tuvieron la misma densidad entre los dos estudios, mientras que sólo 7 cuadrículas mostraron una tendencia positiva.

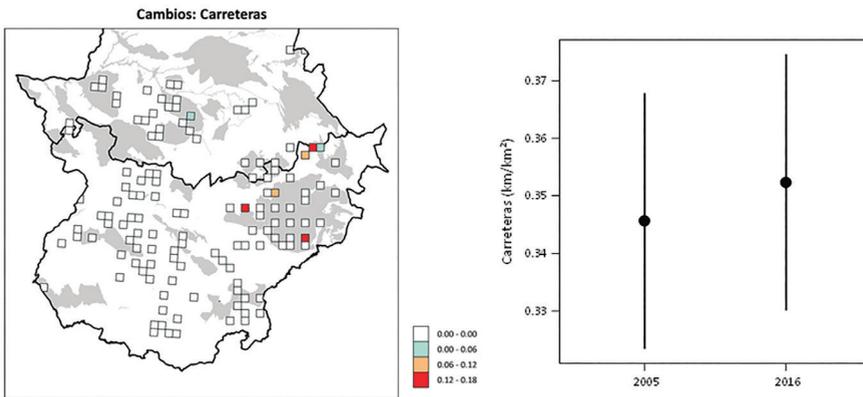


Figura 15.14. Izquierda: cambios en la densidad de carreteras para cada cuadrícula muestreada en 2005 y 2016. Las ZEPAs con mayor importancia para las aves esteparias se muestran en gris. Derecha: densidad (km/km²) de carreteras estimada en 2005 y 2016; las barras representan los errores estándar.

• **Caminos sin pavimentar**

La densidad de caminos *sin pavimentar* aumentó ligeramente por medio por cuadrícula de $0,856 \pm 0,64 \text{ km/km}^2$ (0-2,68) a $0,860 \pm 0,64 \text{ km/km}^2$ (0-2,68; Figura 15.15), lo que representa un aumento no significativo del 0,4%. La mayoría de las cuadrículas tuvieron la misma densidad entre los dos estudios, mientras que sólo 4 cuadrículas mostraron una tendencia positiva.

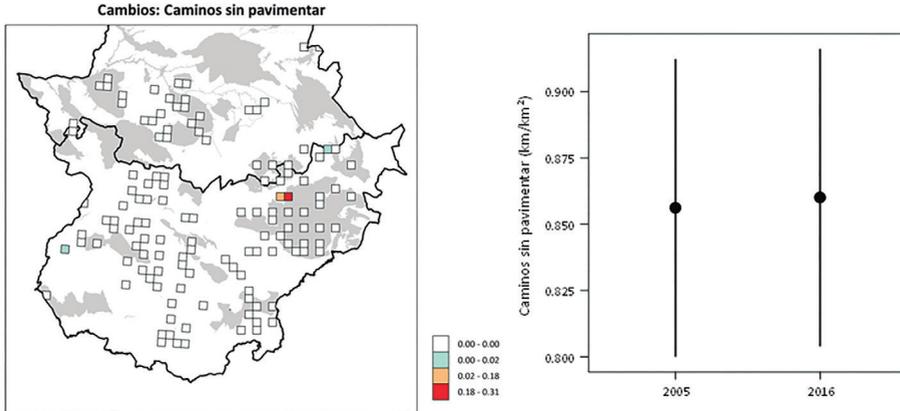


Figura 15.15. Izquierda: cambios en la densidad de *caminos sin pavimentar* para cada cuadrícula muestreada en 2005 y 2016. Las ZEPAs con mayor importancia para las aves esteparias se muestran en gris. Derecha: densidad (km/km^2) de caminos *sin pavimentar* estimada en 2005 y 2016; las barras representan los errores estándar.

• **Tendidos eléctricos <60 kV**

La densidad de tendidos *eléctricos <60 kV* aumentó por medio por cuadrícula de $0,08 \pm 0,18 \text{ km/km}^2$ (0-1,15) a $0,13 \pm 0,24 \text{ km/km}^2$ (0-1,36; Figura 15.16), lo que representa un aumento significativo del 5%. La mayoría de las cuadrículas tuvieron la misma densidad entre los dos estudios, pero 21 cuadrículas mostraron una tendencia positiva.

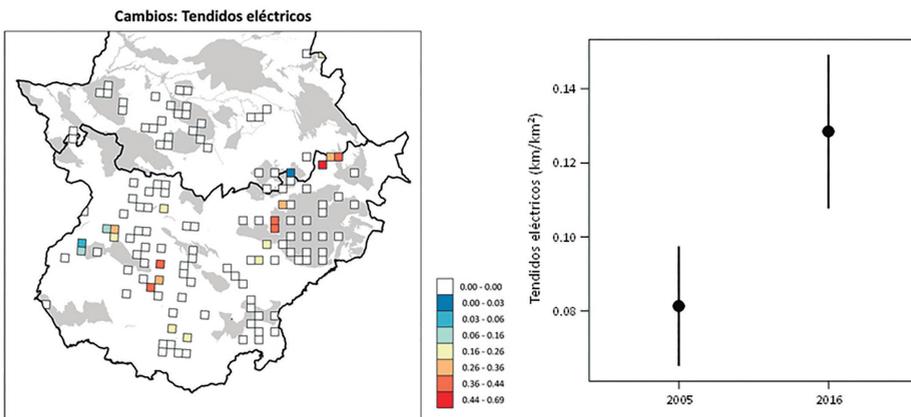


Figura 15.16. Izquierda: cambios en la densidad de *tendidos eléctricos* para cada cuadrícula muestreada en 2005 y 2016. Las ZEPAs con mayor importancia para las aves esteparias se muestran en gris. Derecha: densidad (km/km^2) de *tendidos eléctricos* estimada en 2005 y 2016; las barras representan los errores estándar.

15.2.3.5. Visión general

Estos resultados muestran un severo descenso de la densidad del sisón en Extremadura (43,1%). Teniendo en cuenta que las áreas estudiadas son representativas de los hábitats esteparios de Extremadura, estos resultados probablemente reflejan un descenso global real de la especie en toda la región. Aunque algunas variables no fueron estadísticamente significativas, parecen ser relevantes para explicar los cambios en la densidad del sisón a escala local.

Uno de los factores más importantes es, sin duda, la reducción del hábitat disponible a lo largo del tiempo, que está relacionada con el aumento de los cultivos leñosos, olivares y viñedos, y la disminución de los barbechos y cultivos anuales de secano. En general, los cambios observados sugieren que la disminución de las densidades de la especie fue mayor en las zonas donde las densidades de sisón eran mayores en 2005 (Figuras 15.1. y 15.2). En Badajoz, la transición a los cultivos permanentes es notoria (Figura 15.4). Además, la disminución del número de ovejas fue dominante para casi toda la región, con la excepción de La Serena donde las ovejas se mantienen estables (Figura 15.12). La disminución de la densidad de ovejas está muy probablemente asociada a la intensificación del cultivo tradicional de cereales o a su transformación en usos alternativos de la tierra, como los cultivos permanentes, o al pastoreo especializado de ganado. De hecho, la mayor proporción de vacas va acompañada de una disminución del número de ovejas, especialmente en la región occidental de Badajoz y Cáceres (Figura 15.13). La transformación de tierras a usos industriales y la intensificación de los regímenes de rotación de cereales a largo plazo fueron acompañadas por el aumento de la red de transporte de energía.

Se realizó un Modelo Aditivo Generalizado (GAM) para explorar los posibles factores que conducen a los cambios temporales en las densidades poblacionales de sisón a través de los dos censos. Los resultados de este análisis figuran en el capítulo 20 - *Amenazas para el sisón en Extremadura*".

16. ESTRATEGIAS MIGRATORIAS

El comportamiento migratorio está vinculado a los cambios estacionales predecibles en las condiciones ambientales y la disponibilidad de alimentos tanto a escala regional como subregional (Chapman *et al.*, 2011). Las poblaciones se identifican como totalmente migratorias si todos los individuos abandonan sus zonas de reproducción después de la temporada de cría, pero si solo algunos individuos migran y otros no lo hacen se identifican como parcialmente migratorios (Chapman *et al.*, 2011). Dentro del área de distribución Paleártica del sisón común, los movimientos varían dentro de su distribución: las aves del subrango occidental, que se encuentran al norte de los mares Negro y Caspio, realizan una migración de larga distancia y direccional, sobre todo hacia Azerbaiyán y el norte de Irán (Morales *et al.*, 2022), aquí las poblaciones son totalmente migratorias; mientras que los sisonos del área de distribución occidental (es decir, Francia y la península Ibérica) muestran una diversidad de movimientos que se extienden desde lo local hasta la larga distancia (García de la Morena *et al.*, 2015), con poblaciones que muestran un patrón migratorio total o parcial.

Las poblaciones del centro-oeste de Francia tienen un comportamiento totalmente migratorio en las poblaciones reproductoras: tras la temporada de cría (abril-junio), las aves se reúnen en bandos y se dispersan hacia zonas no reproductoras, pasando el invierno en el centro y sur de la península Ibérica, que es un reducto de la población reproductora del Paleártico occidental (Villers *et al.*, 2010). Las poblaciones de la península Ibérica, en su mayoría, se consideran migratorias, variando el momento, las zonas y la duración de los desplazamientos a lo largo de diferentes partes de Iberia (García de la Morena *et al.*, 2015). Se han descrito cuatro patrones de movimiento principales en la península Ibérica: migrantes estivales y estivales-invernales, que realizan su primer movimiento durante el verano, después de la temporada de cría (principalmente entre mayo y julio); migrantes invernales, que abandonan los lugares de cría sólo en otoño (principalmente entre septiembre y noviembre); y estrictamente sedentarios, que permanecen en el mismo lugar todo el año, lo que aparentemente corresponde a una pequeña parte de la población (García de la Morena *et al.*, 2015).

En este capítulo se presenta una revisión de la información existente sobre los patrones de movimiento estacional de los sisonos que durante su ciclo anual se desplazan por la región de Extremadura (Figura 16.1). En concreto, se incluye una revisión del conocimiento actual sobre los *stopovers* y la caracterización de los principales patrones de movimiento estacional mediante un novedoso enfoque analítico. Los datos presentados sobre los *stopovers* se basan en la metodología y los resultados presentados en el artículo científico de Alonso *et al.* (2020).

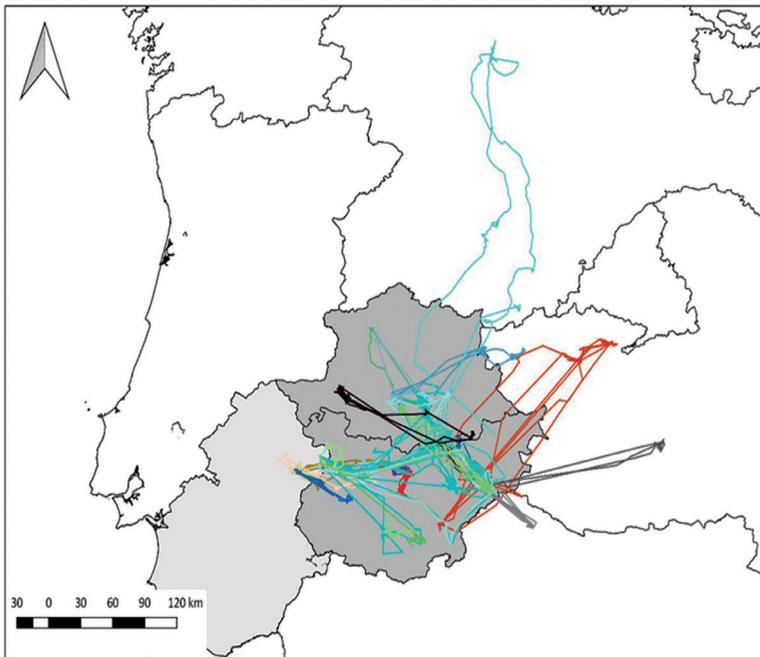


Figura 16.1. Patrones de movimiento estacional de 26 sisonos migradores marcados en Extremadura o fuera y que usaron la región. Cada color representa un individuo rastreado durante uno o más años consecutivos. La región de Extremadura está resaltada en gris oscuro y el Alentejo en gris claro.

16.1. STOPOVERS

16.1.1. Introducción

Los *stopovers* o lugares de parada son utilizados por los sisonos durante los movimientos migratorios posteriores a la cría para descansar y/o repostar. La selección de los *stopovers* es vital para el éxito de estos movimientos migratorios y la posterior supervivencia de los individuos (Alerstam *et al.*, 2003). Es importante comprender la conectividad migratoria entre las zonas de cría y zonas no reproductoras para desarrollar estrategias de conservación eficaces que tengan en cuenta el ciclo anual completo de los individuos (Runge *et al.*, 2015).

Hasta hace poco, se disponía de escaso conocimiento sobre la ecología de los *stopovers* del sisón. Un estudio realizado con datos de seguimiento de alta resolución, recogidos durante un periodo de 3 años (2009-2011), caracterizó el comportamiento migratorio y el uso de los *stopovers* de 27 machos de la especie que se reproducen en el sur de Portugal (Alonso *et al.*, 2019). Además, los autores estudiaron los movimientos posteriores a la cría para identificar los principales lugares de *stopover* y comprender su respectiva selección de hábitat.

16.1.2. Metodología

En este apartado se han analizado los datos de 26 machos con comportamiento migratorio capturados en Extremadura o que se han capturado en otras áreas y se han desplazado por la región (ver "10. Programas de seguimiento de la especie") siguiendo la misma metodología descrita en Alonso *et al.* (2019). Los movimientos postreproductivos corresponden a desplazamientos entre mayo y agosto, que superan los 15 km de distancia a la zona de reproducción. Se identificó el sitio de reproducción como el 'punto de origen' del movimiento migratorio, mientras que el 'punto de llegada' coincidió con la zona postreproductora más distante del área de reproducción (para más detalles, consultar Alonso *et al.*, 2019). Los puntos de *stopover* se identificaron como zonas en las que las aves permanecieron más de dos horas a lo largo del movimiento postreproductor de cada individuo.

Se utilizaron *Brownian Bridge Movement Models* (BBMM) para delimitar las áreas de *stopover* (Horne *et al.*, 2007; Sawyer *et al.*, 2009; Sawyer y Kauffman, 2011). Los BBMM se utilizaron para estimar la distribución de utilización (UD) de sisonos individuales a lo largo de la ruta de desplazamiento, incorporando la distancia y el tiempo entre ubicaciones GPS consecutivas, así como el error de localización y la varianza del movimiento browniano (BMV; Horne *et al.*, 2007; Sawyer *et al.*, 2009). Dado que el sisón migra preferentemente durante la noche (Alonso *et al.*, 2019), se utilizó un BBMM dinámico para considerar los cambios en el comportamiento del movimiento, en particular los cambios de velocidad y dirección. Los UD entre el 50% y el 75% mostraron un buen ajuste a las ubicaciones de los *stopovers* y por ello se utilizaron para trazar las áreas de *stopover* (más detalles sobre los métodos para delinear áreas de *stopover* pueden encontrarse en Alonso *et al.*, 2019).

16.1.3. Resultados

A partir de la inspección visual de los movimientos postreproductores de los 26 sisonos analizados (Figura 16.1), se identificaron 10 individuos con *stopovers*, en los que 7 realizaron más de una parada (rango: 1 a 20, media: $4,6 \pm 5,8$; Tabla 16.1, Figuras 16.2 y 16.3). La mayoría de los *stopovers* se produjeron durante los desplazamientos postreproductivos (74%), entre zonas de cría y postreproductoras (zonas de verano/invierno), y duraron menos de 24 horas (80%; media: $19 \pm 15,7$ horas). Los resultados obtenidos para Extremadura son equivalentes a los obtenidos para los sisonos que crían en el Alentejo, Portugal. La mayoría de los *stopovers* fueron de corta duración, con menos de 24 horas (82,2% frente al 84% en Alonso *et al.*, 2019), mientras que el 15,6% duró entre 24 y 72 horas y sólo una escala fue superior a 72 horas.

Casi todos los *stopovers* se produjeron durante el periodo diurno, llegando las aves a última hora de la noche o a primera hora de la mañana y partiendo a última hora de la tarde o durante la noche. Esto se debe a que el sisón realiza sus vuelos migratorios durante la noche (Villers *et al.*, 2010; Alonso *et al.*, 2019). Sólo siete *stopovers* se realizaron exclusivamente durante la noche, con una duración media de 4 horas (rango: 1 a 7 horas; media: 4 ± 2 horas). Esto es congruente con trabajos anteriores que muestran que los *stopovers* cortos se produjeron exclusivamente durante la noche (36%) y duraron sólo unas horas (el 88% de estos *stopovers* nocturnos duraron hasta 4 horas (Alonso *et al.*, 2019).

Las hembras de sisón tienden a permanecer en las zonas de cría durante periodos más largos debido a las tareas de cuidado parental, sin embargo, se desconoce si también realizan *stopovers* dada su distinta fenología reproductiva y su menor tamaño corporal en comparación con los machos. Aun así, los machos que abandonan las zonas de cría en una fase posterior, tras la muda, que coincide con los movimientos de las hembras, muestran un comportamiento de *stopover* similar.

	DESCRIPTOR	VALOR
Movimiento	Número de movimientos postreproductores	34
	Número de <i>stopover</i>	46
	Número de individuos rastreados	10
	Fecha de salida (fecha juliana) ¹	$109,3 \pm 59$
	Duración de los movimientos (días) ¹	$10,6 \pm 11$
Stopovers	Número de <i>stopover</i> por movimiento ¹	$3,3 \pm 3,8$
	Duración de los <i>stopovers</i> (h) ¹	$19 \pm 15,7$

Tabla 16.1. Descripción de los *stopovers* durante los desplazamientos postreproductivos del sisón. Nota:¹ media \pm desviación estándar.

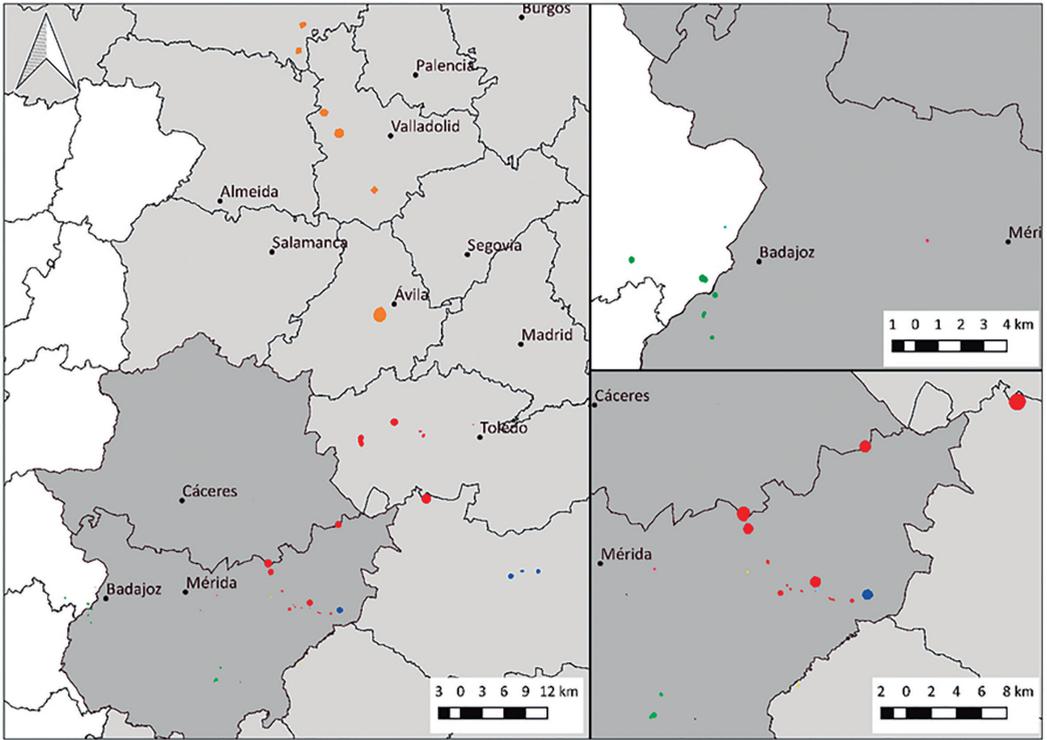


Figura 16.2. Los 46 stopovers de sisón identificados en Extremadura. Cada individuo está representado por un color diferente. En algunos casos, la identificación de los stopovers fue imprecisa debido a la baja resolución temporal de los datos de seguimiento.

Se sabe que los sisones tienen claras preferencias de hábitat durante la cría, y que aparecen sobre todo en tierras de cultivo de cereales extensas, estepas naturales (por ejemplo, en Francia) y pastizales extensos (Salamolard y Moreau 1999; Morales *et al.*, 2005; Silva *et al.*, 2004, 2007; Moreira *et al.*, 2012). Estas aves tienden a evitar los cereales cultivados, prefiriendo los cultivos de leguminosas, especialmente la alfalfa, y barbechos de más o menos larga duración en España y Portugal. Los lugares de stopover utilizados por el sisón en el sur de Portugal incluyen principalmente tierras de cultivo de secano y de regadío. Estos últimos no fueron significativamente preferidos, lo que probablemente sugiere que la mayoría de las aves estaban en movimiento, en lugar de buscar terrenos potencialmente buenos para la búsqueda de alimento o áreas postreproductoras (Alonso *et al.*, 2019). Se evitaron otros usos de suelo y terrenos con más pendiente como lugares de stopover, probablemente porque ofrecen poca protección contra los depredadores (es decir, no permiten la detección temprana de éstos) y un hábitat de forrajeo poco adecuado. Además, estos autores también encontraron una relación negativa entre las stopover y la proximidad a las carreteras, pero no a los tendidos eléctricos, lo que sugiere que los sisones siguen evitando la proximidad a algunas infraestructuras humanas sin descartar la importancia de las zonas con mayor disponibilidad de alimento y cobertura (Alonso *et al.*, 2019).

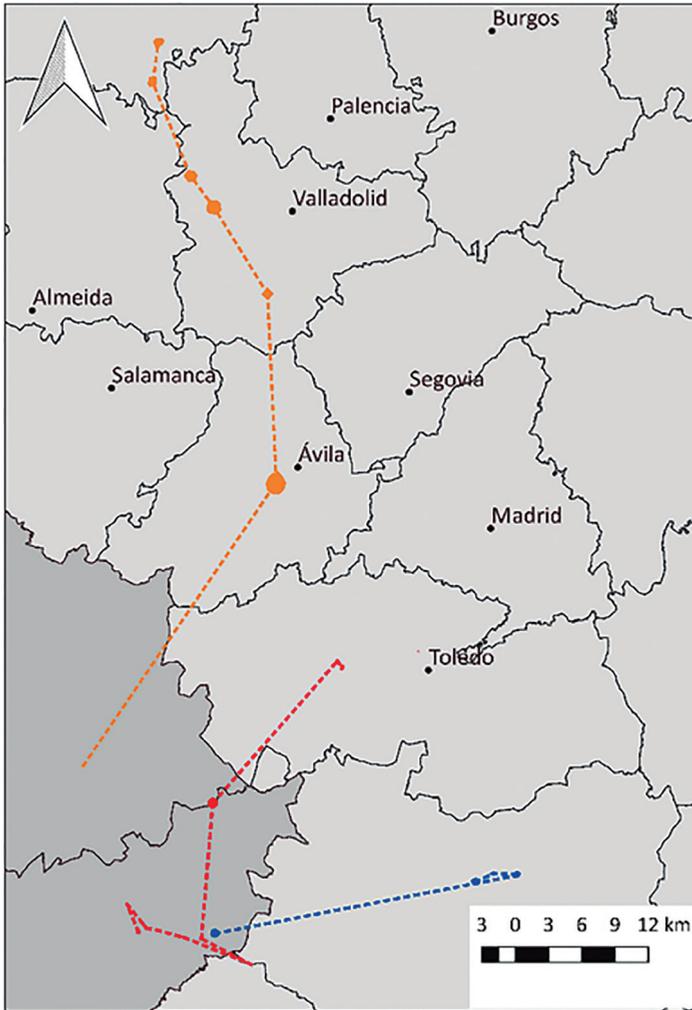


Figura 16.3. Ejemplo de movimientos postreproductivos (línea discontinua) y *stopover* de tres sisones: un individuo tuvo 4 *stopovers* entre el 16 de mayo y el 11 de noviembre en 2019 (azul); un otro tuvo 7 *stopovers* entre el 29 de mayo y el 18 de julio en 2020 (amarillo); y el tercero tuvo 12 *stopovers* entre el 12 de junio y el 4 de septiembre en 2017 (rojo). La región de Extremadura está resaltada en gris oscuro.

Al igual que otras aves esteparias migratorias de corta distancia en Iberia (por ejemplo, la avutarda común - Alonso *et al.*, 2001), los machos de sisón del sur de Portugal mostraron un alto nivel de fidelidad a las áreas postreproductoras (Alonso *et al.*, 2019). Esto pone de manifiesto la importancia de garantizar la conectividad migratoria entre las zonas de cría y las de no cría en los futuros planes de gestión y conservación de esta especie. A pesar de la alta fidelidad a las áreas postreproductivas, el sisón no parece utilizar los mismos lugares de *stopover* en años consecutivos. Alonso *et al.*, (2019) sugirieron que la corta estancia en cada sitio de *stopover* (menos de 24 horas), combinada con la disponibilidad de áreas potenciales con un hábitat adecuado podría explicar este patrón no repetitivo.

16.2. PATRONES DE MOVIMIENTO ESTACIONAL

16.2.1. Introducción

Hasta hace poco, las poblaciones pertenecientes al núcleo occidental, que incluye la región de Extremadura, se consideraban sedentarias, lo que significa que estas aves permanecen todo el año cerca de su zona de cría (García de la Morena *et al.*, 2006). No obstante, entre las excepciones a este comportamiento migratorio se encuentran las poblaciones del centro-oeste de Francia, que son plenamente migratorias (Villers *et al.*, 2010). Trabajos recientes han demostrado que, aunque no se desplazan tanto como las poblaciones occidentales francesas, realizan movimientos estacionales que pueden considerarse migratorios donde se describe como predominante la migración verano-invierno para a región de Extremadura (García de la Morena *et al.*, 2015).

16.2.2. Metodología

Se recopilaron datos de sisonos marcados con emisores GPS, recogidos entre 2009 y 2022, para caracterizar los patrones de movimiento estacional de los sisonos (ver metodología de seguimiento "10. *Programas de seguimiento de la especie*"). Las aves fueron capturadas en zonas de cría situadas en España o Portugal, pero todas ellas pasaron por la región de Extremadura en alguna parte de sus movimientos estacionales anuales. Dado que las capturas de aves se produjeron durante la época de cría, la localización de la captura de cada individuo siempre correspondió a su lugar de cría. Todos los individuos incluidos en el análisis fueron seguidos durante al menos un ciclo anual completo, que comenzaba al principio de la temporada de cría, el 1 de abril, y terminaba el 31 de marzo del año siguiente.

Los individuos con más de un ciclo anual completo de seguimiento se consideraron observaciones independientes en el análisis. Esto indica que, si un individuo tenía dos ciclos anuales completos, el segundo ciclo anual completo se etiquetó como una réplica y se consideró para el análisis.

Aunque se siguieron 62 individuos en Extremadura, sólo se consideraron 26 para este análisis porque sólo éstos fueron seguidos durante al menos un ciclo anual completo. De estos 26 individuos, seguidos entre 2009 y 2021, se obtuvieron 36 ciclos anuales completos (Tabla 16.1). El número de individuos rastreados por año no está equilibrado, habiendo aumentado los tres últimos años del periodo estudiado (Tabla 16.2).

Todos los registros se filtraron de forma que cada individuo tuviera una única localización por día, correspondiente a la primera ubicación de cada día. Las fechas del calendario se convirtieron a fechas julianas, considerando el 1 de abril como el inicio del periodo juliano (por ejemplo, 07/05/2014 convertido 37).

	2009	2010	2011	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
N.º total de individuos rastreados	2	2	1	1	5	1	3	1	5	7	8
Alentejo	2	2	1	-	1	-	-	-	-	-	-
Extremadura	-	-	-	1	4	1	3	1	5	7	8

Tabla 16.2. Número de individuos (incluidas las réplicas) de sisón común (*Tetrax tetrax*) distribuidos por año de seguimiento ($n = 36$).

Para cuantificar los movimientos de los sisones marcados, se calculó el Desplazamiento cuadrado neto (NSD) a partir de una ubicación al día durante un periodo de un año de cada individuo, utilizando el paquete *amt* R (Signer *et al.*, 2019). El Desplazamiento cuadrado neto corresponde a la raíz cuadrada del Desplazamiento neto (ND), que corresponde a la distancia lineal en kilómetros entre la ubicación inicial y las ubicaciones posteriores de la trayectoria de movimiento de un individuo (Singh *et al.*, 2016).

Para agrupar los patrones de movimiento de los sisones marcados, se utilizaron dos análisis: en primer lugar, se modelaron los valores de ND mediante árboles de regresión, una técnica estadística adecuada para modelar datos ecológicos no equilibrados con valores perdidos y relaciones no lineales (De'athe' y Fabricius, 2000). Después se realizó un análisis de *k-means* con distancias específicamente diseñado para datos longitudinales (es decir, trayectorias) utilizando los valores de los árboles de regresión. Los árboles de regresión explican la variación del ND dividiendo repetidamente los datos en grupos más homogéneos utilizando el día juliano. Se desarrolló un árbol de regresión para cada individuo y sus réplicas, utilizando los paquetes R *lattice* y *rpart* (Sarkar, 2008; Therneau *et al.*, 2018). Se utilizó el método de división por defecto ANOVA para todos los individuos con el criterio de división de 20 días (es decir, un número mínimo de días necesarios para intentar una división en un grupo). Cada individuo y réplica tenía un valor de árbol de regresión por día, que se utilizó como entrada para el análisis de *k-means*, realizado con los paquetes R *kml* y *longitudinal Data* (Genolini y Falissard, 2011). El análisis de *k-means* se ejecutó para conseguir tres, cuatro, cinco y seis conglomerados, utilizando la distancia euclidiana. Se utilizó la interpolación como método de imputación para los valores que faltaban (es decir, los días sin localización debido a problemas del emisor causados cuando las aves estaban fuera del rango de transmisión, o con problemas de carga de la batería), y el método de partición inicial comenzó asignando aleatoriamente algunos individuos a un clúster (con al menos un individuo en cada clúster). Todos los análisis se realizaron en R v. 4.0.4 (R Core Team, 2022).

16.2.3. Resultados

16.2.3.1. Patrones de movimiento estacional

El análisis de *k-means* permitió identificar seis patrones de movimiento estacional del sisón en Extremadura, basados en características como el momento, la duración y la extensión del movimiento (Figura 16.4). De los 36 ciclos anuales completos de los sisones rastreados, 17 se consideraron migrantes de corta distancia, 8 migrantes estivales de media distancia, 7 migrantes estivales-invernales de media distancia, 3 migrantes estivales de larga distancia (dos con la estrategia A y uno con la estrategia B) y 1 migrante estival-invernal de larga distancia.

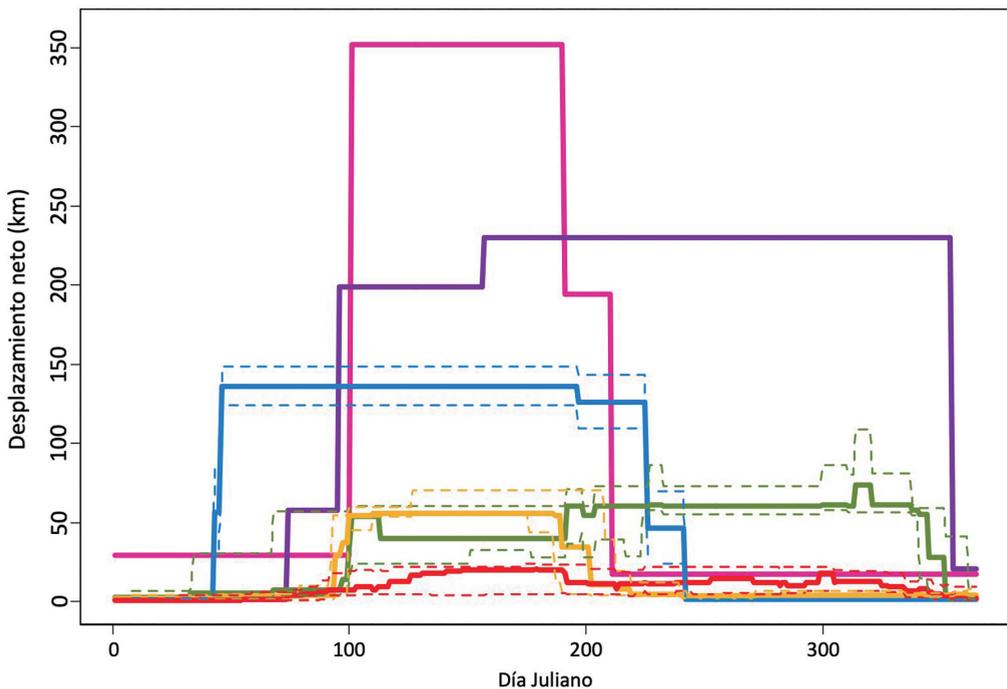


Figura 16.4. Análisis de *K-means* con seis grupos que representan los principales patrones de movimiento estacional en Extremadura: Migrante de corta distancia (rojo) - individuos que realizaron distancias cortas alrededor de su lugar de cría durante los periodos de verano, otoño y/o invierno; Migrante de media distancia en verano (amarillo) - individuos que abandonaron su lugar de cría sólo en verano; Migrantes de media distancia en verano e invierno (verde) - individuos que abandonaron su lugar de cría durante los periodos de verano y otoño-invierno, realizando distancias de unos 50 km; Migrantes de larga distancia en verano con estrategia A - individuos que abandonaron su lugar de cría en los periodos de verano y otoño, haciendo distancias de unos 150 km (azul); Migrantes de larga distancia en verano con estrategia B - un individuo que se fue sólo durante el verano, haciendo una distancia de 350 km (rosa); y Migrantes de larga distancia en verano-invierno (púrpura) - un individuo que abandonó su lugar de cría tanto en el periodo de verano como de otoño-invierno. Las líneas llenas representan la mediana de la trayectoria de cada grupo, y las líneas discontinuas los respectivos primer y tercer cuartiles.

La mayoría de los sisonos marcados se consideraron migrantes de corta distancia ($n = 17$), realizando distancias cortas alrededor de su lugar de cría durante los periodos de verano, otoño y/o invierno. La distancia máxima recorrida fue de 77,4 km ($11,7 \pm 5,7$ km; Tabla 16.5).

Los migrantes estivales de media distancia ($n = 8$) abandonaron su lugar de cría durante el verano (es decir, principalmente en junio), dirigiéndose sobre todo a zonas de riego en las inmediaciones donde se reprodujeron o a zonas más frescas y con mayor disponibilidad de alimento. Por término medio, estas aves regresaron a sus lugares de cría en noviembre y la distancia máxima recorrida fue de 129,5 km ($21,9 \pm 7$ km). Un sisón se consideró dispersante, ya que abandonó el lugar de cría en marzo para llegar a zonas situadas a 50 km de distancia.

Se consideraron migrantes de media distancia entre el verano y el invierno ($n = 7$) los individuos que abandonaron su lugar de cría durante el verano (es decir, principalmente en julio) y sólo regresaron en marzo después del invierno. La distancia máxima recorrida fue de 119,5 km ($45,5 \pm 13,7$ km). Dos de estas aves se consideraron dispersantes.

Tres individuos se consideraron migrantes estivales de larga distancia. Dos de ellos (estrategia A; Figura 16.4), uno de 2015 y otro de 2019, partieron a principios de mayo y no regresaron hasta noviembre, habiendo recorrido una distancia máxima de 160,3 km ($69,4 \pm 14,6$ km). El tercer individuo era de 2017 (estrategia B; Figura 16.4) y abandonó su lugar de cría en julio para pasar los periodos de verano y otoño en regiones más frescas cerca de la ciudad de León. Este sisón comenzó a regresar en octubre y su distancia máxima recorrida fue de 351,8 km.

Por último, un único individuo de 2020 fue considerado como un migrante de larga distancia de verano-invierno. Esta ave abandonó su lugar de cría en junio para pasar el verano y el otoño-invierno en regiones más frías cerca de la ciudad de Toledo, recorriendo una distancia máxima de 229,9 km. Este sisón regresó en marzo, pero poco después se dispersó a zonas de hasta 50 km de distancia.

La mayoría de los movimientos de machos de sisón se consideraron migrantes estivales (Tabla 16.3), comenzando sus movimientos tras la época de cría ($n = 20$), y realizando mayoritariamente distancias cortas ($n = 9$) o medias ($n = 8$) (los 3 restantes eran migrantes estivales de larga distancia; Tabla 16.3). García de la Morena *et al.* (2015) también mostraron que entre los migrantes estivales había diferencias significativas en las distancias recorridas durante los meses de verano, con desplazamientos que alcanzaban los 162 km (77 ± 56 km). Salvo los migrantes estivales de larga distancia con la estrategia A, que salieron a principios de mayo y regresaron más tarde, en noviembre, todos los demás migrantes estivales abandonaron la zona de cría en torno a junio-julio (Figura 16.4), lo que corrobora de nuevo los resultados anteriores.

Como se ha descrito anteriormente, los patrones de movimiento de los migrantes de verano-invierno diferían según la extensión de los desplazamientos y el uso de las áreas postreproductoras ($n = 8$; García de la Morena *et al.*, 2015). Tres sisonos utilizaron las mismas zonas postreproductoras de verano a invierno, realizando desplazamientos de

entre 50 y 110 km, mientras que las aves restantes utilizaron zonas diferentes. Cuatro sisonos se desplazaron a zonas estivales situadas más cerca que las de invernada, tres de ellos con movimientos estivales de entre 5 y 40 km y movimientos invernales cercanos a los 90 km, y un migrante de larga distancia que recorrió casi 200 km hasta su zona estival y luego se desplazó otros 30 km hasta su zona de invernada. Sólo un sisón tenía un área de invernada más cercana a su lugar de cría en comparación con el área estival (60 < 120 km).

A diferencia de estudios anteriores, no se consideró que ningún individuo fuera un migrante invernante, es decir, que permaneciera en el lugar de cría durante el verano y sólo saliera en otoño hacia zonas de invernada lejanas (García de la Morena *et al.*, 2015). Esto podría estar relacionado con el mantenimiento de condiciones favorables durante el invierno en los lugares de cría, que incluyen barbechos recientes y vegetación herbácea de tamaño y densidad medios (Silva *et al.*, 2004), o con nuestro tamaño muestral (un mayor número de individuos seguidos podría revelar otras estrategias migratorias).

	Nº INDIVIDUOS (*%)	Nº DISPERSANTES (*%)	DISTANCIA RECORRIDA (KM)	
			PROMEDIO	MÁXIMO
Migrante de corta distancia	17 (47,2)	2 (33,3)	11,77 ± 5,6	77,4
Migrante estival de media distancia	8 (22,2)	1 (16,7)	21,8 ± 6,9	129,5
Migrante estival-invernante de media distancia	7 (19,4)	2 (33,3)	45,55 ± 13,77	119,4
Migrante estival de larga distancia con estrategia A	2 (5,6)	-	69,44 ± 14,5	160,3
Migrante estival de larga distancia con estrategia B	1 (2,8)	-	112,77	351,88
Migrante de larga distancia en verano e invierno	1 (2,8)	1 (16,7)	162,33	229,99

Tabla 16.3. Características de cada uno de los seis principales patrones de movimiento estacional (n = 36). La proporción de dispersantes en la población fue sólo del 16,7% (6/36) y estos individuos se distribuyeron en los seis principales patrones de movimiento estacional. [*Proporción de individuos en la población observada (%)].

En el estudio anterior dirigido por García de la Morena *et al.* (2015), el 13% de los individuos fueron identificados como estrictamente sedentarios ($n = 8$), lo que significa que estas aves permanecieron todo el año en las proximidades de su lugar de cría, realizando únicamente desplazamientos de hasta 8 km. Siguiendo este criterio, sólo un individuo seguido en 2021, y considerado aquí como un migrante de corta distancia, pudo ser identificado como sedentario.

Por último, seis individuos fueron considerados dispersantes, independientemente de la estrategia migratoria adoptada a lo largo de ese año (alrededor del 17% de todos los individuos rastreados; Tabla 16.3). Estas aves probablemente encontraron otras zonas alternativas para reproducirse.

La variabilidad de los patrones migratorios encontrada en las poblaciones de sisón dependientes de la región de Extremadura coincide con estudios previos centrados en la península Ibérica (García de la Morena *et al.*, 2015). Esta compleja variación intraespecífica en el comportamiento migratorio es evidencia de una estrategia de migración parcial y se ve favorecida por la gran diversidad de condiciones climáticas y de uso del suelo de este territorio. La mayor parte de los movimientos migratorios son estivales, lo que sugiere que la sequía estival, relativamente severa, representa el periodo más crítico del año debido a estar expuestos a temperaturas más altas y a una menor productividad ecosistémica (por ejemplo, la escasez de recursos alimenticios). Estas condiciones limitantes obligan a los sisones a migrar en busca de zonas más frescas y con mayor abundancia de plantas verdes, que se encuentran sobre todo en el norte de la península o en áreas costeras (Silva *et al.*, 2007). Las duras condiciones de sequía estival probablemente justifican el escaso número de sisones residentes en la región extremeña. Al igual que otras poblaciones ibéricas, estos resultados ponen de manifiesto el importante papel de la migración estival en el ciclo anual de las poblaciones de sisón en la región de Extremadura (García de la Morena *et al.*, 2015). Sin embargo, los movimientos de menor distancia parecen estar relacionados con áreas de riego cercanas a las áreas reproductoras. El deterioro del hábitat durante el verano puede promover movimientos migratorios más significativos al buscar zonas de alimentación con condiciones adecuadas (Morales *et al.*, 2005).

Es importante destacar que las aves marcadas utilizadas en este estudio eran machos. Por lo tanto, será necesario evaluar si las hembras tienen patrones migratorios similares, aunque abandonen la zona de cría más tarde. Se han descrito migraciones diferenciales para otras especies de otíidos estrechamente relacionadas, como la Avutarda común, cuyos movimientos entre machos y hembras difieren no sólo en el patrón sino también en la extensión y la fenología (Palacín *et al.*, 2009).

16.2.3.2 Variación interanual

La variación interanual de los patrones de movimiento estacional se exploró con siete individuos que fueron seguidos durante más de un ciclo anual consecutivo (Tabla 16.2). Cuatro de estos sisones marcados adoptaron la misma estrategia migratoria todos los años, pero un individuo mostró claramente diferencias en la duración en el área de distribución estival entre años (Figura 16.5a), indicando cierta plasticidad en la adopción de patrones migratorios alternativos. Tres otros individuos cambiaron su estrategia migratoria en el segundo o tercer año de seguimiento (Figura 16.5b, c y d).

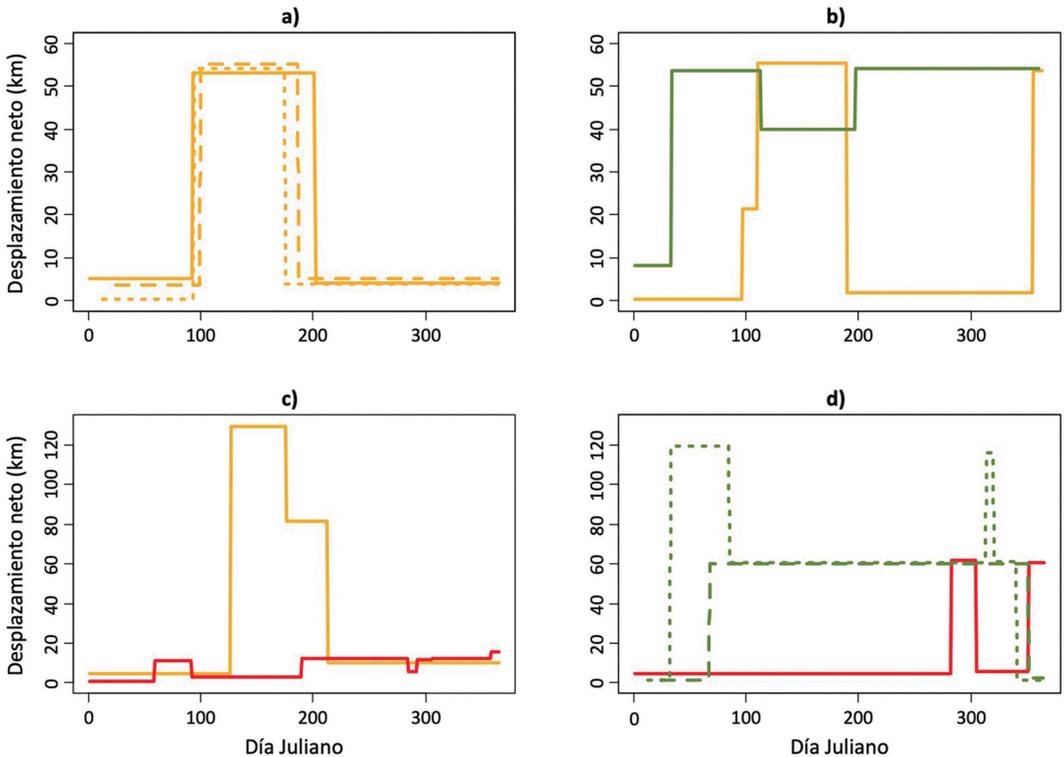


Figura 16.5. Variación interanual de los patrones de movimiento estacional de cuatro individuos: a) el individuo mantuvo la misma estrategia migratoria, migrante estival de media distancia, durante tres años consecutivos (línea sólida: 2019, línea discontinua: 2020, línea punteada: 2021); b) el individuo fue considerado migrante estival de media distancia en 2009 (amarillo) y migrante estival-invernal de media distancia en 2010 (verde); c) el individuo fue considerado migrante estival de media distancia en 2020 (amarillo) y migrante de corta distancia en 2021(rojo); d) el individuo fue considerado un migrante de corta distancia en 2019(rojo) y un migrante de verano-invierno de media distancia (verde) en 2020 (punteado) y 2021(punteado).

Las variaciones interanuales en las estrategias migratorias del sisón común reflejan probablemente los cambios en la idoneidad del hábitat debido a condiciones climáticas desfavorables, pero también a cambios antropogénicos en el uso de la tierra (por ejemplo, la intensificación agrícola). Los paisajes agrícolas son bastante dinámicos y variables en el tiempo, con rotaciones de cultivos que puedan ser de mayor o menor duración. Como consecuencia, la disponibilidad de hábitat adecuado para el sisón común también cambia con frecuencia a lo largo de los años, con años más desfavorables que obligan a estas aves a explorar y buscar nuevas zonas para asegurar su supervivencia. Lo mismo ocurre con el clima que también puede influir en la disponibilidad de recursos alimentarios. Los años de sequía, por ejemplo, condicionan los recursos tróficos y, en consecuencia, posiblemente el patrón de movimientos de las aves.

17. BIOLOGÍA DE LA REPRODUCCIÓN EN EXTREMADURA

Este capítulo resume lo que se sabe sobre la biología reproductiva de las poblaciones de sisón en la región de Extremadura. La primera sección explora el área de campeo media durante el periodo de cría y la segunda sección la variabilidad interanual de estas áreas de campeo. En el tercer apartado se presentan datos muy preliminares sobre la productividad del sisón en Extremadura y en el cuarto apartado se discute la proporción sesgada de sexos de los individuos adultos.

17.1. ÁREAS DE CAMPEO EN PERIODO REPRODUCTOR

17.1.1. Introducción

Los sisones tienen un sistema de reproductor interesante y relativamente raro en las aves, que se conoce como sistema de *lek* disperso (Jiguet *et al.*, 2000). En este tipo de sistema reproductor, los machos se agrupan en lugares clave para el cortejo, a los que acuden las hembras con el único propósito de reproducirse. Varios estudios han encontrado que el comportamiento reproductor de los machos de sisón varía con la edad del individuo (Jiguet *et al.*, 2000; Ponjoan *et al.*, 2012; Silva *et al.*, 2017). Aparentemente, los adultos de mayor edad tienden a utilizar áreas de campeo más pequeñas y tienen un mayor éxito reproductor, mientras que los individuos adultos más jóvenes tienden a utilizar áreas de campeo más grandes (Silva *et al.*, 2017) situadas en lugares marginales con hábitats de reproducción menos favorables (Ponjoan *et al.*, 2012). Los machos inmaduros (incluidos los adultos más jóvenes) pueden mostrar un comportamiento flotante, lo que significa principalmente que parasitan el atractivo de los machos territoriales visitando sus áreas de exhibición (Silva *et al.*, 2017). También se ha registrado que los flotantes cambian de sitio de *leks* que están distanciados varios kilómetros entre sí (Jiguet y Bretagnolle, 2001; Morales *et al.*, 2014; Silva *et al.*, 2017). Dentro de las poblaciones de alta densidad reproductiva, alrededor de un tercio de los machos adultos se encontraron estrictamente territoriales, otro tercio estrictamente flotantes, mientras que el otro tercio eran aves que cambiaban de estrategia durante la temporada de cría (Silva *et al.*, 2017). Las diferencias en el comportamiento reproductivo entre hembras y machos, y dentro de los machos entre diferentes edades, sugieren que podría haber diferencias en las áreas utilizadas para el forrajeo durante el período de cría.

En Extremadura, la época de cría del sisón se produce principalmente entre finales de marzo y mediados o finales de mayo (ver después "19. Cambio climático"). Sin embargo, la fecha de finalización de la temporada de cría para los machos reproductores es diferente a la de las hembras, ya que los machos no participan en los cuidados parentales y tienden a migrar a zonas más productivas justo después de la reproducción (ver "11. Fenología" y "16. Estrategias migratorias"). En un estudio reciente en el que se han monitorizado 28 puestas de ocho hembras de la especie rastreadas por GPS en la llanura de Lleida, se ha encontrado una alta capacidad de producir puestas de sustitución tras el fracaso del nido, el cual es mayor en las puestas tardías, debiéndose principalmente al abandono del nido, la depredación y las prácticas agrícolas (Cuscó *et al.*, 2021). En comparación con los machos, las hembras tienen un comportamiento muy reservado, lo que explica que el área de campeo de las familias (hembras con pollos) sea aún poco conocida. Sin embargo, un estudio centrado en la etapa

de cría de los pollos en el noreste de España sugirió que existían dos patrones de desplazamiento diferentes: sedentario y errante (Lapiedra *et al.*, 2011). Estos patrones de desplazamiento dependen de la capacidad de las hembras y sus pollos para encontrar y asentarse en zonas adecuadas que alberguen suficientes artrópodos (recurso alimenticio clave para el desarrollo de los pollos) y refugio. Estos autores encontraron que, durante el periodo de cría, las nidadas tenían un área de campeo media de 1,369 km² ($n = 8$), y que estas podían incluir de una a tres áreas donde se concentraba la mayor parte de la actividad, que iban de 0,027 a 1,06 km² y estaban separadas por 290 a 676 metros.

En este apartado utilizamos sisonos machos marcados con tecnología de seguimiento GPS para caracterizar las áreas de campeo del sisón durante el periodo de cría en Extremadura.

17.1.2. Metodología

Los sisonos fueron capturados y marcados entre 2009 y 2020, siendo seguidos hasta 2021 (se pueden encontrar más detalles sobre la metodología de seguimiento en el Capítulo 10 “Programas de seguimiento de la especie”). El conjunto de datos final incluyó información de 21 individuos machos, capturados en Extremadura ($n = 17$; España) y Alentejo ($n = 4$; Portugal) (Tabla 17.1), y muestreados en las zonas de *lek*. De estos 21 sisonos, 9 tuvieron más de un ciclo anual completo y se consideraron observaciones independientes en el análisis. Esto significa que, si un individuo tuvo dos ciclos anuales completos, el segundo ciclo anual completo fue etiquetado como una réplica. Se recopilaron y consideraron para el análisis un total de 35 lugares de reproducción, incluidas las réplicas.

	2009	2010	2011	2012	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
N.º total de individuos rastreados	2	2	1	1	3	7	3	1	3	5	7
Alentejo	1	1	1	1	1	1	-	-	-	-	-
Extremadura	1	1	-		2	6	3	1	3	5	7

Tabla 17.1. Resumen del número de machos de sisón rastreados entre 2009 y 2020 ($n = 21$). Las aves fueron capturadas en el Alentejo (Portugal) o en Extremadura (España). Un total de nueve individuos fueron rastreados durante dos o más años consecutivos.

Las áreas de campeo de los sisonos se identificaron mediante *Brownian Bridge Movement Models* (BBMMs; Horne *et al.*, 2007) que interpolan los puntos GPS y modelan la ocurrencia espacial de cada ave muestreada. Los BBMM estiman la densidad de uso del espacio de cada sisón en función de su movimiento, incorporando la distancia y el tiempo transcurrido entre los puntos GPS, más el error de localización asociado al GPS.

Se generaron dos curvas de probabilidad de ocurrencia (95% y 50%) para cada ave, representándose como polígonos en un formato *shapefile*. Los resultados obtenidos tienen un ajuste variable a los datos porque se utilizaron diferentes tecnologías de seguimiento con distintas resoluciones temporales de recogida de datos (GPS/GSM o GPS/PTT - para más información, véase "10. Programas de seguimiento de la especie"). El 'área de campeo' se definió como la curva del 95% de probabilidad y el 'área núcleo' como la curva del 50% de probabilidad porque representa el área de mayor intensidad de uso, lo cual fue previamente probado y utilizado en otros trabajos (Silva *et al.*, 2017). Las áreas núcleo son una característica importante cuando se estudian las áreas de campeos porque se pueden considerar territorios exclusivos de los machos donde se concentra la mayor inversión reproductiva (Delgado *et al.*, 2010). Estos resultados reflejan áreas de diferentes densidades de uso del espacio que pueden interpretarse como una aproximación a la probabilidad de ocurrencia de cada individuo monitoreado (Horne *et al.*, 2007).

17.1.3. Resultados

El área de campeo media de reproducción de las 35 réplicas de machos adultos rastreados en Extremadura se estimó en $1,742 \pm 2,568$ km² (rango 0,053 - 13,144 km²; Tabla 17.2). Esta área de campeo parece ser el valor más alto jamás descrito para los machos reproductores de la especie, incluso en comparación con los encontrados en Cataluña ($0,60 \pm 0,50$ km², $n = 18$ machos; Ponjoan *et al.*, 2012). En el oeste de Francia, el área de campeo media de los machos de sisón también fue menor, con una estimación de $0,19 \pm 0,16$ km² (rango 0,007 - 0,666 km²; Jiguet *et al.*, 2000). Un estudio más antiguo, centrado sólo en dos machos rastreados por radio en Portugal en los años 80, obtuvo un rango de 0,27-0,83 km², utilizando el polígono convexo mínimo (Schulz, 1985). Recientemente, otro estudio en Portugal investigó 33 rangos de reproducción del sisón, distribuidos en hábitats bien conservados y estables con altas densidades de reproducción, estimando su tamaño en $1,311 \pm 1,252$ km² (Silva *et al.*, 2017), utilizando precisamente la misma metodología. Estas diferencias observadas en el tamaño del área de campeo de los machos están muy probablemente asociadas con diferencias demográficas y de idoneidad del hábitat entre regiones. De hecho, el tamaño del área de campeo de los machos tiende a aumentar con la proporción de hábitats de exhibición inadecuados (Jiguet *et al.*, 2000). El tamaño máximo del área de campeo registrado fue de 13,144 km² e incluía cuatro áreas diferentes con tamaños variables (8,822; 3,027; 1,208 y 0,087 km²) y que no estaban separadas más de 10 km.

Las 35 áreas de cría analizadas aquí incluían una media de $2,3 \pm 1,2$ áreas, que iban de una a cinco (Figura 17.1), lo que podría sugerir que la mayoría de las aves no permanecían dentro de un único *lek* durante toda la temporada de reproducción. Las aves que sí permanecen dentro de un único *lek* corresponden al "patrón residente" de Jiguet *et al.* (2000). En Cataluña, la mayoría de los sisonos residentes tienden a mantener territorios con varias áreas de agrupación, que probablemente corresponden a diferentes arenas de exhibición (Ponjoan *et al.*, 2012). Además, los machos adultos, y probablemente los individuos de mayor rango, tendían a mantener áreas de campeo más pequeñas (Silva *et al.*, 2017) con una mayor proporción de hábitats de exhibición de alta calidad, que difieren del hábitat de reproducción preferido de las hembras (Ponjoan *et al.*, 2012). Si en Extremadura se da el mismo patrón de comportamiento itinerante que varía con la edad, suponiendo que el hábitat tenga calidad, entonces los machos reproductores con territorios más grandes podrían corresponder a individuos más jóvenes e inexpertos que necesitan adoptar un comporta-

miento más itinerante en respuesta a la exclusión de los mejores lugares de exhibición por parte de los machos de alto rango (Ponjoan *et al.*, 2012). Sin embargo, también debemos considerar la hipótesis de que el hábitat no es de suficiente calidad y estabilidad para sostener un lek funcional (Silva *et al.*, 2017). Dada la degradación del hábitat observada y la falta de estabilidad, esta hipótesis es la más plausible para explicar estos resultados (14.1 Estimación de la población dentro y fuera de las ZEPAs). También es posible que los machos aumenten su área de distribución si no consiguen reproducirse. Dada la sex-ratio registrada, con casi la mitad de hembras que de machos ("17.4. Relación de sexos"), la reproducción debe ser cada vez más difícil.

	EXTREMADURA	CATALUÑA	FRANCIA OCCIDENTAL	PORTUGAL
N.º individuos	35*	18	19	33
Área de campeo (km ²)	1,742 ± 2,548 (0,053 - 13,144)	0,60 ± 0,50	0,19 ± 0,16 (0,007 - 0,666)	1,311 ± 1,252
N.º de zonas dentro del área de campeo	2,343 ± 1,233 (1 - 5)	-	-	-
Referencias	Este estudio	Ponjoan <i>et al.</i> 2012	Jiguet <i>et al.</i> 2000	Silva <i>et al.</i> 2017

Tabla 17.2. Resumen estadístico de las áreas de reproducción (curva de probabilidad del 95%) de los sisonos rastreados entre 2009 y 2020 en el Alentejo y Extremadura. También se han incluido las estimaciones de estudios similares para facilitar las comparaciones. [*Representan 35 áreas de reproducción anuales, algunas de las cuales pueden ser del mismo individuo].

Las áreas núcleo pueden ser muy variables debido a las diferencias específicas del lugar (Delgado *et al.*, 2010). El área núcleo media se estimó en $0,103 \pm 0,163$ km² (rango 0,008 - 0,764 km²), que es mayor que la de estudios anteriores en España (Tabla 17.3). En el centro de España, las poblaciones de machos de sisón estudiadas durante dos temporadas reproductivas consecutivas tenían un área núcleo media de 0,015 km² (Delgado *et al.*, 2010). Sin embargo, en Cataluña los machos tenían un área núcleo media de 0,09 km² (Ponjoan *et al.*, 2012), que se acerca más a la descrita aquí. Por el contrario, en Portugal, el área núcleo media de 33 áreas de reproducción del sisón fue mayor, siendo en promedio $0,19 \pm 0,177$ km² (Silva *et al.*, 2017). En nuestra zona de estudio y utilizando la misma metodología, las áreas núcleo observadas incluían una media de $3,059 \pm 1,963$ áreas (rango 1 - 8), que era superior al número medio de áreas dentro de las áreas de campeo.

Un total de 9 individuos fueron rastreados durante la temporada de cría durante más de un año consecutivo. A excepción de un individuo, todos los machos parecen mostrar fidelidad al lugar de cría a lo largo de los años, con áreas que se solapan al menos parcialmente en el espacio (véase el siguiente Apartado "17.2. Variabilidad interanual de las áreas de reproducción"). El tamaño de las áreas núcleo varió entre años para la mayoría de los individuos.

	EXTREMADURA	ESPAÑA CENTRAL	CATALUÑA	PORTUGAL
N.º individuos	35*	60	18	
Área núcleo (km²)	0,105 ± 0,162 (0,008 - 0,764)	0,015	0,09	0,19 ± 0,177
N.º de zonas centrales	3,059 ± 1,922 (1 - 8)	-	-	-
Referencias	Este estudio	Delgado <i>et al.</i> 2010	Ponjoan <i>et al.</i> 2012	Silva <i>et al.</i> 2017

Tabla 17.3. Resumen estadístico de las áreas núcleo de cría del sisón común (*Tetrax tetrax*) (curva de probabilidad del 50%) rastreadas entre 2009 y 2020 en el Alentejo y Extremadura. También se han incluido las estimaciones de estudios similares para poder compararlas. [*Representan 35 áreas de reproducción anuales, algunas de las cuales pueden ser del mismo individuo.]

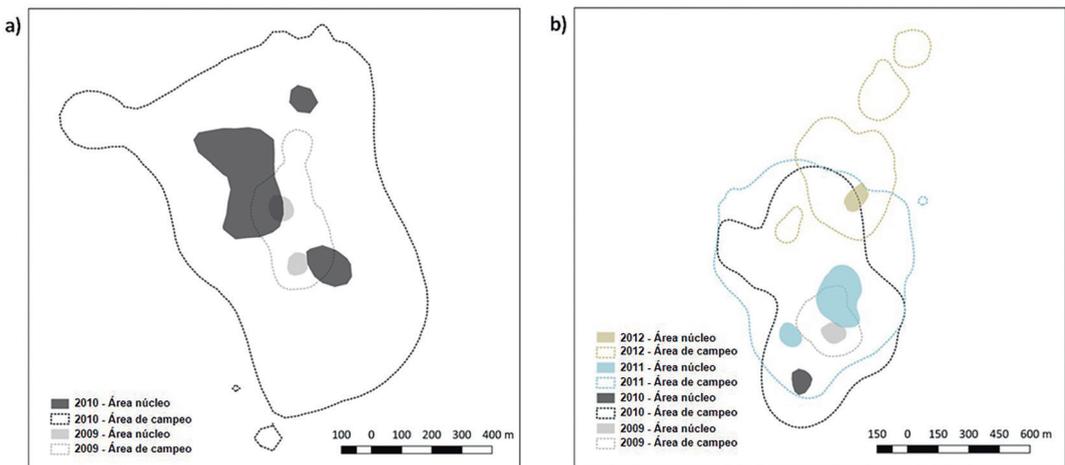


Figura 17.1. Ejemplos de áreas de campeo y áreas núcleo respectivas de dos machos de sisón común (*Tetrax tetrax*) rastreados durante el periodo reproductor. Ambos individuos fueron rastreados durante más de un año consecutivo. En el caso de la figura a) el área de campeo aumentó significativamente entre los dos años para los que se obtuvieron datos, coincidiendo parte de las áreas núcleo; en el caso de la figura b) que muestra el comportamiento espacial de un macho durante cuatro temporadas consecutivas, comprobamos un primer año con un área pequeña, un segundo año ocupando un área significativamente mayor, pero con el área núcleo coincidiendo con la anterior, el tercer año cambiando la ubicación del área núcleo y un cuarto año ocupando un área alejada de las anteriores.

17.2. VARIABILIDAD INTERANUAL DE LAS ÁREAS DE REPRODUCCIÓN

En este capítulo se analiza cómo variaron las áreas de reproducción de los machos de sisón seguidos durante más de una temporada de cría, investigando la fidelidad a los lugares de cría y describiendo su variabilidad anual.

17.2.1. Metodología

La fidelidad al lugar se investigó evaluando la proporción de solapamiento entre pares de áreas de campeo de dos años consecutivos. Cuanto mayor sea el solapamiento entre zonas de distintos años, mayor será la fidelidad del ave a esa zona. Este análisis se realizó tanto para el área de campeo como para el área núcleo. Se analizaron un total de 14 comparaciones basadas en los nueve machos de sisón rastreados durante más de un año consecutivo (mediana = 2; rango: 2-6 años). Los solapamientos espaciales se determinaron utilizando la herramienta de geoprocésamiento de *intersecciones* de QGIS (Quantum GIS Development Team, 2009) y su área se calculó utilizando la función *hr_overlap* del paquete *amt* R (Signer *et al.*, 2019; R Development Core Team, 2021).

17.2.2. Resultados

La mayoría de las áreas de campeo se hicieron más grandes en el segundo año (10/14; Figura 17.1a), aumentando en promedio por un factor de seis (rango 1 - 21; Tabla 17.4). El mayor incremento fue el de un individuo cuya área de campeo pasó de 0,313 a 6,587 km². Los cuatro individuos cuya área de campeo disminuyó tuvieron una reducción de su área del 47 al 84%.

Todos menos uno de las 14 áreas de cría parecen mostrar fidelidad al lugar de cría durante años consecutivos. Las áreas de campeo se solaparon al menos parcialmente en el espacio (Figura 17.1), lo que indica que las aves se registraron junto al lugar de cría original en el segundo año. El área media de solapamiento entre áreas de campeo se estimó en 0,700 ± 0,972 km² (rango 0,062 - 3,241 km²) y el porcentaje medio de solapamiento entre áreas de campeo fue menor para el segundo año (67% > 37%; Tabla 17.4), lo que significa que en el segundo año las áreas de campeo eran más grandes y por tanto se solapaban menos con el primer año. De hecho, tres individuos tenían su área de reproducción del primer año completamente incluida en el área de reproducción del segundo año (Figura 17.1), lo que sugiere que volvieron al lugar de cría original, pero tuvieron que aumentar su área de reproducción.

En comparación con las áreas de campeo, las áreas núcleo no mostraron un patrón claro (Tabla 17.5). Casi la mitad de las áreas núcleo se redujeron en el segundo año (6/14), incluyendo a los cuatro cuya área de campeo también disminuyó, más otros dos cuya área de campeo aumentó sólo ligeramente. El resto de áreas núcleo se hicieron más grandes en el segundo año (8/14), siguiendo el patrón de aumento del área de campeo.

En contraste con las áreas de campeo que tenían un alto solapamiento entre años, el área media de solapamiento entre áreas núcleo (0,024 ± 0,081 km²; rango 0 - 0,304 km²) y su porcentaje de solapamiento fue pequeño (media de 1st año = 11%, media de 2^o año = 5%; Tabla 17.5), lo que sugiere que los territorios se movieron de un año a otro, pero siempre permaneciendo dentro del área de campeo del primer año.

	AÑOS	% SUPERFICIE PERDIDA	FACTOR DE AUMENTO	ÁREA DE SOLAPAMIENTO (KM ²)	% DE SOLAPAMIENTO
LB02	2009	-	10	0,088	100
	2010				10
LB03	2009	-	10	0,077	100
	2010				10
	2010	1	0,593	80	
	2011			73	
	2011	63	-	0,117	14
	2012				39
LB11	2015	84	-	0	0
	2016				0
LB12	2015	-	10	0,062	67
	2016				6
LB27	2019	-	1	1,122	58
	2020				42
LB28	2019	-	2	3,241	92
	2020				54
LB29	2019	-	1	0,634	20
	2020				15
LB16	2017	-	2	0,138	89
	2018				44
	2018	-	21	0,313	100
	2019				5
	2019	66	-	2,220	34
	2020				100
LB20	2018	-	3	0,225	81
	2019				26
	2019	47	-	0,269	31
	2020				58

Tabla 17.4. Solapamiento entre las áreas de reproducción de dos años consecutivos. Se presenta la información relativa a los años comparados, el porcentaje de la superficie perdida en los casos en que el área de campeo disminuyó, el factor de aumento cuando el área de campeo aumentó, el área de solapamiento y el porcentaje de solapamiento entre áreas de campeo para cada individuo ($n = 14$).

	AÑOS	% SUPERFICIE PERDIDA	FACTOR DE AUMENTO	ÁREA DE SOLAPAMIENTO (KM ²)	% DE SOLAPAMIENTO
LB02	2009	-	9	0,004	35
	2010				4
LB03	2009	-	2	0	0
	2010				0
	2010	-	3	0	0
	2011				0
	2011	82	-	0	0
	2012				0
LB11	2015	95	-	0	0
	2016				0
LB12	2015	-	7	0,003	31
	2016				5
LB27	2019	62	-	0	0
	2020				0
LB28	2019	-	1	0,304	49
	2020				40
LB29	2019	75	-	0	0
	2020				0
LB16	2017	-	4	0,0005	4
	2018				1
	2018	-	5	0,014	27
	2019				6
	2019	61	-	0,017	7
	2020				18
LB20	2018	-	2	0	0
	2019				0
	2019	3	-	0	0
	2020				0

Tabla 17.5. Solapamiento del área núcleo de dos años consecutivos durante la época de cría. Se presenta para cada individuo ($n = 14$) la información relativa a los años comparados, el porcentaje de superficie perdida en los casos en que el área núcleo disminuyó, el factor de aumento en los casos en que el área núcleo aumentó, el área de solapamiento y el porcentaje de solapamiento entre áreas de campeo.

Trabajos anteriores realizados en hábitats de alta densidad reproductiva y bien conservados mostraron la tendencia contraria, con rangos de distribución que disminuyen entre años, y los machos se vuelven territoriales a medida que envejecen con mayores posibilidades de atraer a las hembras y reproducirse (Silva *et al.*, 2015). El hecho de que los machos reproductores aumenten su área de campeo entre años podría estar relacionado con que no consigan atraer a las hembras, y por su vez estar vinculado con que la proporción de sexos esté muy sesgada hacia los machos en Extremadura (ver "17.4. Relación de sexos"). Otra hipótesis que también puede estar actuando de forma sinérgica está relacionada con la idoneidad del hábitat de cría, que se ha visto muy mermada en los últimos años (ver "12. Distribución de la especie en la región"), lo que a su vez puede llevar a las hembras a dispersarse por zonas más amplias para buscar este hábitat (Silva *et al.*, 2014). Aun así, los machos "viejos", a partir de cierta edad, pueden no ser capaces de atraer a las hembras, lo que puede llevarlos a perseguir o buscar hembras en zonas más amplias, ocupando en consecuencia un área de campeo mayor. Los machos jóvenes pueden reducir su área de campeo con la edad cuando el hábitat es estable y muestra calidad entre años, pero se espera que los machos puedan ser menos competitivos con la edad y necesiten cambiar de estrategia (Silva *et al.*, 2017).

Sólo un individuo tenía áreas de campeo que no se solapaban, habiéndose dispersado a una zona situada a unos 20 km de distancia. Esto podría haber ocurrido porque el lugar de cría original se volvió inadecuado, por ejemplo, debido a la intensificación agrícola o al abandono.

En otro trabajo se han observado cambios en las ubicaciones de exhibición de los machos entre años consecutivos y podrían conducir a una intensificación de la competencia intrasexual debido a la alta densidad de machos (50 aves por 100 ha de hábitat adecuado; Devoucoux *et al.*, 2018). En las poblaciones de alta densidad, los hábitats óptimos pueden saturarse y obligar a los machos a utilizar hábitats subóptimos, de modo que su distribución espacial se rige por la presencia de las hembras y la densidad de los machos.

17.3. PRODUCTIVIDAD

17.3.1 Introducción

La información sobre la productividad del sisón es escasa porque las hembras son esquivas y reservadas, lo que hace muy difícil estimar el éxito reproductor y la productividad. El éxito reproductivo puede definirse como el porcentaje de hembras presentes en una zona determinada al comienzo de la temporada de cría que pueden criar al menos un pollo. Este índice está relacionado con la productividad, que corresponde al número medio de pollos volantones por hembra reproductora. Los datos presentados en esta sección son en gran medida el resultado del trabajo de campo realizado en el marco del LIFE20 NAT/ES/001477 Agroestepas Ibéricas, lo que nos permite presentar algunos resultados provisionales.

17.3.2. Metodología

En este trabajo se han utilizado sisonos marcados con GPS para localizar los bandos a lo largo del año y estimar la productividad y la proporción de sexos (descrita en el Apartado "17.4. Relación de sexos") de las poblaciones en Extremadura. Para evaluar la productividad, se consideraron los datos recogidos entre la segunda quincena de julio y finales de septiembre, lo que asegura que los bandos postreproductores están mezclados, incluyendo por lo tanto hembras con crías que habrán realizado sus desplazamientos a estas zonas postreproductivas. También incluimos en esta primera evaluación preliminar algunas observaciones que se han considerado oportunas. La productividad se definió como el número medio de juveniles por hembra observada. Las aves marcadas fueron visitadas por un observador experimentado siguiendo su localización por GPS en diversas localidades de Extremadura, coincidiendo con las zonas postreproductoras más importantes para la especie en Extremadura. Durante estas visitas, el observador recorrió visualmente los alrededores en busca de bandos de sisonos. Para cada individuo, el observador trató de asignar el sexo (macho, hembra o indeterminado) y la edad (juvenil o adulto; y si fue posible se identificaron machos de 2º año). También recogió información sobre el hábitat circundante, la altura de la vegetación (estimación visual), la presencia de ganado y otras especies de aves en la bandada. Los individuos indeterminados corresponden a individuos cuyo sexo no fue identificado. Los juveniles son individuos que han volado la temporada de cría anterior y presentan un plumaje muy mimético (para más información, véase el Apartado "8.4. Eclósión, Crianza y Emancipación de los pollos"). El observador siempre trató de confirmar el ave marcada por contacto visual. También se registraron las aves no marcadas o los bandos vistos entre las visitas. El tamaño total de la bandada se calculó para cada registro sumando todos los individuos observados, incluyendo machos, hembras, juveniles e individuos indeterminados.

17.3.3. Resultados

Encontramos para los años 2020 y 2021 una productividad media de 0,47 juveniles por hembra, estimada a partir de 9 registros en diferentes puntos de Extremadura, principalmente Badajoz, Mérida y La Serena. El número total de aves registradas fue de 55. Esta estimación de productividad debe utilizarse con precaución, ya que se basa en unas pocas observaciones y puede no ser representativa de la población. Durante el año 2022, entre finales de julio y finales de septiembre, se observaron 42 bandos y se contaron 374 sisonos, obteniéndose una productividad media de 0,21 juveniles por hembra.

Aunque estos resultados son muy preliminares, sugieren que, en la actualidad, la productividad de la especie en Extremadura es baja y que puede variar en función del año climático. Cabe destacar que, en 2022, un año de fuerte sequía con varias olas de calor coincidiendo con la etapa de cría de los pollos, la productividad se estimó en la mitad de lo registrado en los años anteriores. Es posible que los pollos hayan tenido que lidiar con las elevadas temperaturas desde el punto de vista metabólico o, incluso, podrían haber lidiado con recursos tróficos limitados.

Un estudio centrado en las llanuras esteparias de Lleida de la cuenca del Ebro (Cataluña) estimó una productividad media de 0,27 pollos/hembra (Lapiedra *et al.*, 2011). Los autores mostraron que las puestas tempranas tenían una mayor probabilidad de eclosión y emersión, lo que está relacionado con la disminución de recursos a medida que avanza la temporada de cría. En España, las cosechas tempranas de los cultivos agrícolas resultantes de la intensificación de la agricultura están afectando probablemente al éxito reproductivo de los sisones a través de la destrucción de los nidos y la disminución de la disponibilidad de recursos, concretamente de artrópodos (Bretagnolle *et al.*, 2011; Inchausti y Bretagnolle, 2005), que representan el principal elemento de la dieta de los pollos durante sus primeras semanas (Jiguet, 2002). Por el contrario, se han reportado valores más altos para Portugal: en Évora, 43 hembras proporcionaron una productividad media de $0,51 \pm 0,62$ juveniles por hembra (Faria y Morales, 2018).

En 2008, los recuentos postreproductivos realizados en las pseudoestepas cerealistas ibéricas, que incluyen zonas españolas importantes para la conservación de las aves esteparias, estimaron una productividad baja (pero bastante superior a la obtenida para Extremadura), desde 1,11 pollos/familia en Ciudad Real hasta 1,30-1,83 en las llanuras de Lleida (Tarjuelo *et al.*, 2013). Estos autores argumentaron que la baja productividad podría estar relacionada con la proporción de sexos sesgada hacia los machos, que conduce a la escasez de hembras (ver "17.4. Relación de sexos"). Estudios coincidiendo con el declive de las poblaciones en otras regiones de España indican valores de productividad inferiores a 0,5: en Campo Real y Valdetorres, cerca de Madrid, la productividad se estimó en 0,3 y 0,4 pollos/hembra, respectivamente, entre 2005 y 2006 (Morales *et al.*, 2008).

A pesar de que la baja productividad del sisón es reconocida como la principal amenaza para la viabilidad de las poblaciones futuras (Inchausti y Bretagnolle, 2005; Morales *et al.*, 2005b), todavía está poco estudiada. Hasta ahora, no se han realizado estimaciones de productividad para Extremadura, por lo que todos los datos posibles que se recojan en el futuro aportarán información valiosa para ayudar a identificar su estado de conservación y definir e implementar acciones de conservación eficientes con el objetivo de evitar el declive de las poblaciones de este otídido.

17.4. RELACIÓN DE SEXOS

17.4.1. Introducción

La proporción de sexos es un parámetro demográfico esencial para comprender la viabilidad de una población, ya que indica la supervivencia relativa de las hembras y los machos y el potencial reproductor futuro (Inchausti & Bretagnolle, 2004). Aunque el sisón es un ave polígica que se aparea en *leks* explorados (Jiguet, 2000), la proporción de sexos es difícil de calcular porque las hembras son difíciles de contar debido a su comportamiento escurridizo durante la época de cría. Los datos aquí presentados también son provisionales, obtenidos principalmente bajo el proyecto LIFE20 NAT/ES/001477 Agroestepas Ibéricas.

17.4.2. Metodología

Para estimar la proporción de sexos de la población en Extremadura se utilizaron diferentes criterios que proporcionaron un intervalo entre un límite inferior y superior en la estimación de hembras adultas. El principal reto en la estimación de la proporción de sexos radica en la dificultad para distinguir las hembras de los juveniles. Los juveniles son más fáciles de identificar durante la época postreproductiva, presentando un patrón característico con barras en las cubiertas de las alas (Figura 2.1). Así, para estimar el límite inferior, consideramos la proporción de hembras que fueron identificadas dentro de los bandos postreproductivos (entre mediados de julio y finales de septiembre) ya que pudimos distinguir las hembras de los juveniles. Para el límite superior, utilizamos todas las hembras y los individuos parecidos a las hembras (que incluyen a los juveniles que no fue posible distinguir de las hembras) juntos para estimar la proporción de sexos. Para ello, se sumaron las observaciones obtenidas de bandadas invernales de sisón en Extremadura (entre el 13 de febrero y el 9 de marzo). La proporción de sexos adultos se estimó para cada bandada como la proporción de hembras adultas por cada macho adulto:

$$\text{Proporción de sexos} = \frac{\text{no. individuos identificados como hembras}}{\text{no. individuos identificados como machos}}$$

Todos los cálculos se realizaron en R (R Development Core Team, 2021).

17.4.3. Resultados

Se observaron un total de 54 bandadas de sisones en las que fue posible identificar sexo y edad (Tabla 17.6). Para calcular la proporción de sexos en las bandadas con sólo machos presentes, se consideró que la proporción de sexos era de 0,00001 para permitir los cálculos.

	BANDOS POSTREPRODUCTORAS		BANDOS INVERNALES	
	TAMAÑO TOTAL DEL BANDO	SEX RATIO (MACHOS: HEMBRAS)	TAMAÑO TOTAL DEL BANDO	SEX RATIO (MACHOS: HEMBRAS)
Media ± SD	13,4 ± 16,2	1:0,51 ± 0,57	28,5 ± 34,1	1:0,43 ± 0,38
Máximo	84	2	130	1,31
Mínimo	3	0	4	0
Número de bandos	38		16	

Tabla 17.6. Resumen de los registros de bandos de sisón común (*Tetrax tetrax*) recogidos durante los bandos postreproductivos (entre mediados de julio y finales de septiembre; cuando las hembras y los juveniles son fácilmente distinguibles) y durante el invierno (considerando todos los individuos hembras y similares a hembras, incluyendo los juveniles; entre el 13 de febrero y el 9 de marzo). La información sobre el tamaño medio de la bandada y la proporción media de sexos se representa para ambas estaciones.

El tamaño medio del bando fue de $13,4 \pm 16,2$ individuos (rango 3 - 84) para el período postreproductor y de $28,5 \pm 34,1$ individuos (rango 4 - 130) para el período de invernada. El tamaño de bandada de 130 individuos se localizó en los Llanos Santo Antonio de La Serena durante la época prereproductiva. Durante el invierno, los sisones se reúnen en bandos medianos y grandes, que pueden oscilar entre 100 y 200 aves y a veces mayores, siendo que región de La Serena se destaca por ser una de las áreas más importantes para la invernada.

La proporción media de sexos adultos considerando sólo las hembras (límite inferior) se estimó en 1: $0,51 \pm 0,57$ hembras por macho (rango 0 - 2,00), mientras que el límite superior, incluyendo todos los individuos como femeninos, fue de 1: $0,43 \pm 0,38$ hembras por macho (rango 0 - 1,31). Así, se calcula que, por término medio, habrá 0,47 hembras para cada macho, menos de mitad.

Estos resultados sugieren que las poblaciones de sisón en Extremadura están fuertemente sesgadas hacia los machos. Varios estudios han demostrado que las poblaciones de sisón con bajas densidades de cría tienen una proporción de sexos sesgada hacia los machos (Jiguet, 2000; Morales *et al.*, 2008; Faria y Morales, 2018; Serrano-Davies *et al.*, 2023). En el trabajo más reciente de Serrano-Davies *et al.* (2022) se estudió el sex-ratio de las poblaciones de Europa Occidental, incluido Extremadura, encontrando una proporción mucho mayor de machos que de hembras en torno a 1: 0,4. Los datos de Extremadura se incluyeron en este análisis a partir de la observación de 3 bandos en la provincia de Cáceres. Nuestro trabajo confirma este desequilibrio en la proporción de sexos y estima con mayor precisión la proporción de machos y hembras para el territorio extremeño a partir de la observación de 54 bandos. En áreas bien conservadas, en el país vecino (Alentejo, Portugal), durante la década de 2000, la proporción de sexos se estimó en aproximadamente 1:1 por macho (Silva *et al.*, 2014). En una zona del sur de Francia, los recuentos de primavera dieron densidades iguales de machos y hembras, lo que sugiere una proporción de sexos equilibrada (Devoucoux *et al.*, 2019). Al combinar estos estudios, las poblaciones demográficamente sanas, como las del Alentejo y del sur de Francia, en el período estudiado, parecen mostrar proporciones de sexo relativamente equilibradas, mientras que las poblaciones en declive que muestran una baja densidad de hembras tienen proporciones de sexo fuertemente sesgadas hacia los machos. Es importante señalar que esta realidad era cierta para una población local en Portugal hace unos años, sin embargo, datos preliminares indican que incluso esta población anteriormente sana tenga ahora proporciones de sexo sesgadas hacia los machos.

Un estudio centrado en las poblaciones del oeste de Francia sugirió que incluso una escasez moderada de hembras tenía grandes implicaciones para la supervivencia de la población y podía causar fuertes descensos en la viabilidad a medio plazo de las poblaciones (Morales *et al.*, 2005b).

Las causas de la proporción de sexos con sesgo hacia los machos son aún desconocidas, sin embargo, suponen una mayor mortalidad de las hembras (Serrano-Davies *et al.* 2022). Se reconoce que en poblaciones sanas con altas densidades de cría la proporción de sexos es aproximadamente 1:1 (Schulz 1985; Silva *et al.*, 2014). De hecho, si la proporción de sexos al nacer es 1:1, entonces la proporción de sexos adulta sesgada debería estar relacionada con las diferentes probabilidades de supervivencia entre machos y hembras adultos. Estudios anteriores han demostrado que las hembras tienen una menor probabilidad de supervivencia que podría estar

asociada a los altos costes reproductivos o a la mortalidad directa debido a la mayor exposición a la depredación y a la siega durante la incubación de los pollos (Inchausti y Bretagnolle, 2005). En Portugal, en una zona convertida en pastos permanentes para el pastoreo de ganado, se demostró que la mortalidad de adultos puede producirse por la siega de los campos de heno (Faria *et al.*, 2016). Además, dado que las hembras se ocupan solas de la cría de los pollos, están inevitablemente más expuestas y tienen también mayores esfuerzos para alimentar a los pollos si el hábitat está degradado o la frecuencia de las temperaturas elevadas es mayor.

La proporción de sexos con sesgo hacia los machos que se encuentra actualmente en la mayoría de las poblaciones de Europa Occidental de sisón (Serrano-Davies *et al.*, 2022), muy probablemente conducirá a una disminución de la tasa de crecimiento de la población, ya que se producen menos crías (Tarjuelo *et al.*, 2013). La viabilidad futura de las poblaciones de sisón está en riesgo y se necesitan más estudios para aumentar nuestra comprensión de las causas e implicaciones de la proporción de sexos sesgada hacia los machos.

18. ÁREAS DE CAMPEO EN PERIODO NO REPRODUCTOR

18.1. INTRODUCCIÓN

A lo largo del ciclo anual, las aves restringen sus actividades a un área definida conocida como su área de campeo (Odum y Kuenzler, 1955). Las áreas de campeo de determinados individuos son el resultado de un complejo proceso cuyo objetivo es satisfacer todas sus necesidades, incluidas las de alimentación, refugio y reproducción, al tiempo que se reduce el riesgo de depredación y la competencia. La disponibilidad de recursos suele ser el principal factor que determina la forma y el tamaño de las áreas de campeo, pero en las especies que practican el *lekking*, como el sisón, las interacciones sociales pueden afectar al comportamiento de campeo de los individuos, especialmente de los machos (Jiguet *et al.*, 2000).

La información sobre el área de campeo de los sisones en periodo no reproductor es todavía limitada, pero los estudios han demostrado que su área de campeo varía a lo largo de su ciclo anual y para cada periodo fenológico. El objetivo de este capítulo es identificar las áreas de campeo de los individuos marcados a lo largo del ciclo anual (postreproducción e invernada) y evaluar el nivel de sobreposición entre años.

18.2. METODOLOGÍA

Los sisones fueron capturados y marcados entre 2009 y 2020, siendo monitoreados hasta 2021 (más detalles sobre la metodología de seguimiento pueden encontrarse en el Capítulo "10. Programas de seguimiento de la especie"). Los datos de seguimiento, almacenados en Movebank (Fiedler y Davidson, 2012) se recopilaron para calcular las áreas de campeo de los sisones ibéricos. Las aves fueron capturadas en zonas de cría situadas en España o Portugal. Los sisones capturados en Portugal incluidos en este análisis migraron a Extremadura durante alguna parte de su ciclo anual. Dado que las capturas de las aves se produjeron durante la época de cría, el lugar de captura de cada individuo siempre se correspondió con su lugar de reproducción.

Se identificaron las áreas de campeo para 35 aves marcadas a lo largo de 14 años (57 réplicas; Tabla 18.1 y Figura 18.1). Trece individuos tuvieron más de un ciclo anual completo y se consideraron observaciones independientes en el análisis. Esto indica que, si un individuo tuvo dos ciclos anuales completos, el segundo ciclo anual completo se etiquetó como una réplica en el análisis.

	2009	2010	2011	2012	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
N.º total de individuos monitoreados	3	2	1	1	4	8	4	7	7	7	13
Alentejo	3	2	1	1	1	1	1	1	-	-	-
Extremadura	-	-	-	-	3	7	3	6	7	7	13
Verano	3	2	1	-	4	7	2	4	6	7	9
Invierno	-	-	-	-	1	5	1	2	3	7	4
Residente	-	-	-	-	-	1	-	2	1	-	-

Tabla 18.1. Número de individuos de sison común (*Tetrax tetrax*) distribuidos por año de seguimiento ($n = 57$). Obsérvese que se incluyen réplicas, lo que significa que un mismo individuo podría estar incluido en más de un año.

Los datos de monitoreo se separaron según la "id" del individuo, el año de monitoreo y el periodo fenológico basado en el movimiento y el comportamiento del ave. Se consideraron los siguientes periodos fenológicos:

- Postreproducción: zona(s) utilizada(s) después de la temporada de cría con una ubicación espacial diferente a la del lugar de cría (situada a más de 20 km).
- Invernada zona(s) utilizada(s) después de la temporada de verano y antes de la siguiente temporada de cría, que tiene(n) una ubicación espacial diferente del lugar de cría (situado a más de 20 km).
- Residente: un ave que utiliza el mismo sitio durante todo el año.

Estos datos han permitido recopilar información anual desde la época reproductora de 2009 hasta la temporada de invierno de 2020/21, posibilitando la identificación de 45 áreas postreproductoras, 23 áreas de invernada y 4 áreas de aves residentes.

Para identificar el área de campeo de los sisones, se utilizaron *Brownian Bridge Movement Models*, que tiene en cuenta la autocorrelación temporal que existe en este tipo de datos de seguimiento intensivo (BBMMs; Horne et al., 2007) para interpolar los puntos GPS y modelar

la ocurrencia espacial de cada ave muestreada. Los BBMM estiman la densidad de uso del espacio de cada sisón en función de su movimiento, incorporando la distancia y el tiempo transcurrido entre los puntos GPS, más el error de localización asociado al GPS.

Se generó una curva de probabilidad de ocurrencia (95%, 90%, 80%, 70%, 60% y 50%) para cada ave y se representó como polígonos en un formato *shapefile*. Los resultados obtenidos se ajustan de forma variable a los datos porque se utilizaron diferentes tecnologías de seguimiento con distintas resoluciones temporales de recogida de datos (GPS/GSM o GPS/PTT - para más información, véase el Capítulo "10. Programas de seguimiento de la especie"). El 'área de campeo' se definió siempre como la curva de probabilidad del 95%. En algunos casos, las curvas de probabilidad del 95% se eliminaron manualmente debido a las interpolaciones gruesas y a los malos ajustes de los puntos GPS, resultantes de los fallos de muestreo del equipo GPS y de la incoherencia espacial debida a los pequeños conjuntos de datos ($n = 25$). La 'área núcleo' se definió como la curva de probabilidad del 50% y corresponde a la zona de mayor intensidad de uso.

Hay que tener en cuenta que estos resultados reflejan zonas con diferentes densidades de uso del espacio que pueden interpretarse como una aproximación a la probabilidad de ocurrencia de cada individuo monitorizado (no de la especie; Horne *et al.*, 2007).

18.3. RESULTADOS

La identificación de las áreas de campeo ha permitido identificar zonas importantes para la especie en Extremadura muchas de las cuales no se conocían, principalmente fuera del período reproductor, o al menos no se conocían con el detalle que ahora se aporta. Esta información ha resultado de gran importancia para la gestión de la especie (Figura 18.1).

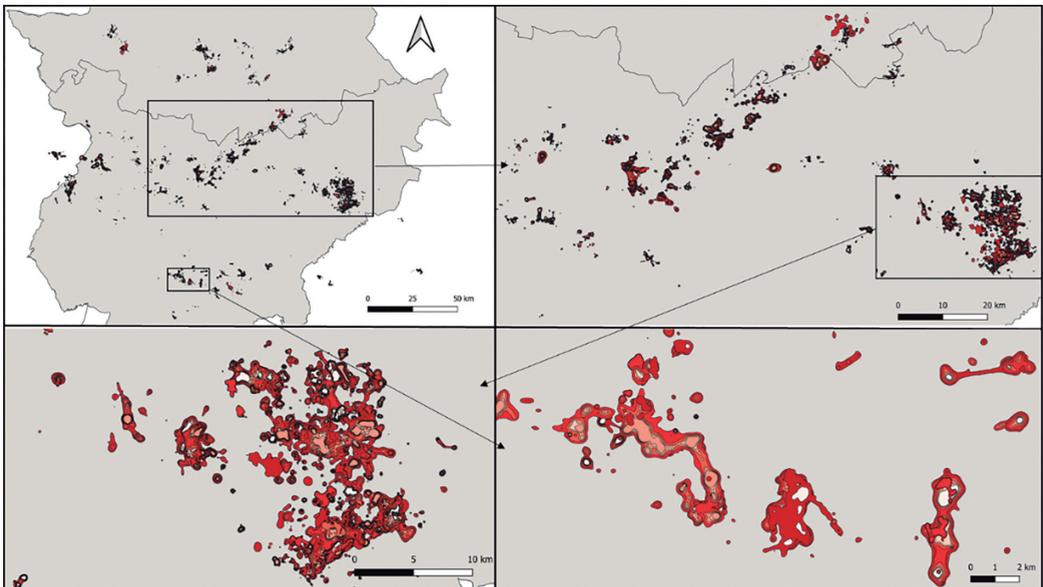


Figura 18.1. Suma de todas las áreas vitales (postreproducción, invernada y también de reproducción -ver 17.1. Áreas de reproducción) de los individuos seguidos en Extremadura entre 2009 y 2022.

18.3.1. Postreproducción

Después de la época de cría, la mayoría de los sisonos ibéricos suelen realizar movimientos postreproductivos estivales hacia zonas de mayor productividad primaria, evitando así la fuerte sequía o el calor estival típicos de las zonas secas del Mediterráneo (García de la Morena *et al.*, 2015). Los machos de sison comienzan a abandonar sus lugares de *lek* hacia la postreproducción a mediados/finales de mayo, dependiendo del año climático (véase el Capítulo "8. *Biología de la reproducción*"), para asociarse con otros individuos no reproductores (Figura 18.2). En esta fase, la mayoría de las hembras reproductoras todavía están criando a sus pollos en las áreas de cría (Tarjuelo *et al.*, 2013). Cuando las crías son voladoras, junto con las hembras realizan sus movimientos hacia las zonas postreproductoras, formando bandos mixtos.

De las 45 áreas estivales analizadas aquí, dos han sido de una hembra que fue monitoreada durante dos años consecutivos, 2019 y 2020 (Tabla 18.1). Sin embargo, durante el periodo postreproductor, el seguimiento de machos o hembras marcados evidencia las localizaciones de bandos que son mixtos. El área de campeo media utilizada durante la temporada de verano fue de $5,629 \pm 4,573$ km² (rango 0,665 - 20,145 km²), mientras que el área núcleo media fue de $0,686 \pm 0,523$ km² (rango 0,116 - 2,149 km²; Tabla 18.2).

	POSTREPRODUCCIÓN	INVIERNO	RESIDENTE
N.º individuos	45	23	4
Área de campeo (km ²)	$5,629 \pm 4,573$ (0,665 - 20,145)	$9,356 \pm 7,449$ (3,232 - 31,896)	$16,243 \pm 13,758$ (3,915 a 28,572)
Área núcleo (km ²)	$0,686 \pm 0,523$ (0,116 - 2,149)	$1,157 \pm 1,068$ (0,069 - 3,949)	$1,275 \pm 1,124$ (0,308 - 2,737)

Tabla 18.2. Resumen estadístico de las áreas de campeo de los sisonos (*Tetrax tetrax*) monitoreados entre 2009 y 2020 en el Alentejo y Extremadura.

Un total de diez individuos fueron monitoreados durante la temporada de verano durante más de un año consecutivo (Figura 18.3). Para explorar la variación interanual de las áreas de campeo, sólo se utilizaron seis individuos, ya que los cuatro restantes no disponían de estimaciones de áreas de campeo porque no fue posible generar la curva de probabilidad del 95% (Tabla 18.3). El solapamiento medio entre áreas de campeo fue de $1,974 \pm 1,062$ km² (1,039 - 4,067), que es mucho menor que el tamaño medio del área de campeo ($5,629 \pm 4,573$ km²; Tabla 18.2), lo que sugiere una fidelidad media a alta a estas áreas. La correspondiente proporción media de solapamiento entre años fue del 53%.

	POSTREPRODUCCIÓN	INVIERNO
N.º de individuos a los que se ha monitoreado durante más de un año	10	4
Área de campeo		
N.º de individuos con áreas de campeo	6	1
Solapamiento entre el área de campeo (km ²)	1,974 ± 1,062 (1,039 - 4,067)	0
Proporción de solapamiento (proporción media %)	53,0	-
Área núcleo		
N.º de individuos con áreas núcleo	10	4
Solapamiento entre la zona central (km ²)	0,156 ± 0,183 (0 - 0,748)	0,141 ± 0,160 (0 - 0,406)
Proporción de solapamiento (proporción media %)	34,2	25,9

Tabla 18.3. Resumen estadístico de las áreas de solapamiento entre el área de campeo y las zonas núcleo de diez sisones (*Tetrax tetrax*) monitoreados entre 2010 y 2020 en el Alentejo y Extremadura. Los diez individuos fueron monitoreados durante más de un año consecutivo durante la temporada de verano, mientras que sólo cuatro fueron monitoreados durante dos o más años consecutivos durante el invierno.



Figura 18.2. Macho de sison común (*Tetrax tetrax*) durante el periodo postreproductor. Autor: Roberto Sánchez.

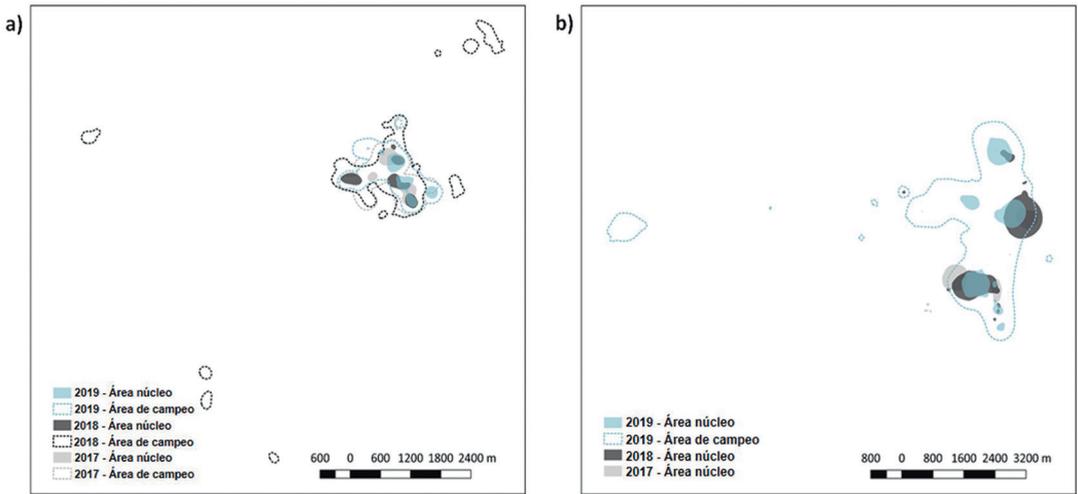


Figura 18.3. Comportamiento espacial de dos individuos durante el periodo postreproductor, indicando las áreas de campeo y áreas núcleo respectivas. Ambos individuos fueron monitoreados durante más de un año consecutivo. La alta fidelidad entre años de las áreas de campeo es evidente, al menos en el caso de estos individuos.

Se analizaron los diez individuos para explorar el solapamiento entre el área de campeo y las áreas núcleo de años consecutivos. El solapamiento medio entre las zonas núcleo fue de $0,156 \pm 0,183 \text{ km}^2$ ($0 - 0,748$; proporción de solapamiento = $34,2\%$; Tabla 18.3), siendo mucho menor que la media del área núcleo durante la temporada de verano ($0,686 \pm 0,523 \text{ km}^2$; Tabla 18.2). Sólo dos de estos diez individuos no tenían un área de solapamiento, lo que indica que una alta proporción de la población es fiel a las áreas postreproductoras. En ambos individuos se compararon siempre las áreas de campeo, pero estas se eliminaron en la mayoría de los años debido a interpolaciones gruesas y ajustes poco precisos.

En general, estos resultados sugieren que la mayoría de los individuos parecen mostrar una fidelidad interanual a las zonas postreproductoras (Figura 18.3). Sin embargo, el solapamiento entre las áreas de campeo y las áreas núcleo fue escaso, lo que podría reflejar importantes cambios interanuales en la disponibilidad del hábitat a una escala más gruesa.

18.3.2. Invierno

En invierno, los sisones se reúnen en bandos más grandes, y dependiendo de su estrategia migratoria pueden regresar junto a su zona de cría (García de la Morena *et al.*, 2015). Las aves pueden migrar justo después de la temporada de cría a sus zonas de invernada o dirigirse primero a las zonas postreproductoras para luego partir a las zonas de invernada, que es el patrón más común observado en Extremadura (ver "16. Estrategias migratorias"). La llegada de individuos migradores de diferentes poblaciones reproductoras y el tamaño de los bandos suele aumentar a medida que avanza el otoño. Las zonas de invernada suelen repetirse cada año y pueden distar desde unos pocos hasta varios cientos de kilómetros de las zonas de cría (García de la Morena *et al.*, 2015).

El área de campeo media durante la estación invernal fue de $9,356 \pm 7,449 \text{ km}^2$ (rango $3,232 - 31,896 \text{ km}^2$), mientras que el área núcleo se estimó en $1,157 \pm 1,068 \text{ km}^2$ (rango $0,069 - 3,949 \text{ km}^2$; Tabla 18.2). El tamaño del área de campeo invernal fue mayor que los obtenidos para las estaciones de cría y de verano (Capítulos 17.1 y 18.3.1, respectivamente). Los sisonos pueden ser menos dependientes de paisajes diversos caracterizados por mosaicos de hábitats si se dispone en gran medida de un único hábitat que pueda proporcionar tanto alimento como refugio contra los depredadores. En Portugal, los rastrojos de cereales, colza y leguminosas resultaron ser muy importantes desde finales del verano hasta la época de invernada porque proporcionaban tanto alimento como refugio (Silva *et al.* 2004, 2007; Faria y Silva 2010).

El valle medio del Tajo es una zona de invernada española donde se han visto bandos que alcanzan los 200-300 individuos a principios de diciembre (Bretagnolle *et al.*, 2022). El tamaño medio de los bandos empieza a disminuir en marzo, cuando los sisonos comienzan a regresar a sus zonas de cría (Silva *et al.*, 2004). Curiosamente, el tamaño de los bandos también varía durante el día, observándose bandos más grandes al final del día. Lo cual podría deberse a que ser gregario se ha relacionado con estrategias contra los depredadores, como el aumento de la vigilancia y la dilución del riesgo de depredación durante el descanso (Silva *et al.*, 2004).

El área de campeo total de los movimientos del bando en el valle del medio del Tajo se midió como polígonos convexos máximos y se estimó en $5,5 \text{ km}^2$ (Bretagnolle *et al.*, 2022). Aunque los diferentes métodos exigen precaución en las comparaciones, el área de campeo media estimada aquí para 23 áreas de campeo invernal fue mayor que la obtenida para los bandos del centro del Tajo. Esta zona de invernada descrita por Bretagnolle *et al.* (2022) coincide con zonas dominadas por cultivos de alfalfa, que es un hábitat preferido por los sisonos para alimentación y cobertura. El mayor tamaño de las áreas de campeo puede estar relacionado con las perturbaciones directas (generalmente las inducidas por el hombre), con los cambios en la disponibilidad del hábitat o, incluso, con la configuración de la distribución espacial de los recursos, ya que el sisono puede seleccionar los usos del suelo en función de su disponibilidad de alimento o de la estructura de la vegetación que le proporciona cobertura.

Un total de cuatro individuos fueron monitoreados durante la estación invernal durante más de un año consecutivo (Figuras 18.4 y 18.5). Considerando los cuatro individuos, el solapamiento medio entre las zonas núcleo fue de $0,141 \pm 0,160 \text{ km}^2$ ($0 - 0,406$; proporción de solapamiento = 25,9%), una cifra relativamente baja que revela una escasa fidelidad a las zonas de invernada.



Figura 18.4. Machos de sisón común (*Tetrax tetrax*) sobre rastrojos de cereal durante el invierno. Autor: José María Guzmán.

18.3.3. Residentes

Sólo cuatro machos de sisón se consideraron residentes, lo que significa que estas aves utilizaron la misma zona durante todo el año. Su área de campeo media se estimó en $16,243 \pm 13,758 \text{ km}^2$ (rango 3,915 - 28,572 km^2 ; Tabla 18.2), que fue superior a los valores calculados independientemente para cada estación fenológica. A pesar de ser aves residentes, posiblemente dependían de recursos más dispersos que varían en el espacio y el tiempo, lo que los llevaba a ocupar áreas más grandes, sin realizar movimientos migratorios. No obstante, el rango de valores se acercó más a los obtenidos para la estación invernal, que fue la más alta entre los tres periodos fenológicos. El área núcleo fue de $1,275 \pm 1,124 \text{ km}^2$ (rango 0,308 - 2,737 km^2 ; Tabla 18.2). No se exploró la variación interanual porque ninguno de los cuatro individuos residentes fue monitoreado durante más de un año consecutivo.

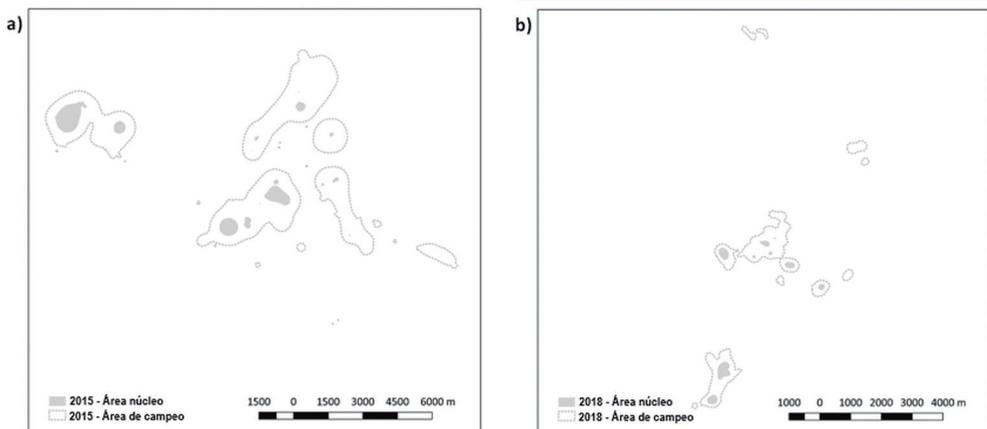


Figura 18.5. Áreas de campeo y áreas núcleo respectivas de dos sisones (*Tetrax tetrax*) residentes monitoreados durante un año en 2015 y 2018.

19. CAMBIO CLIMÁTICO

El cambio climático es una de las principales amenazas mundiales para la biodiversidad (Urban, 2015). Las predicciones climáticas futuras muestran para la península ibérica escenarios con temperaturas más altas, menos precipitaciones y olas de calor y episodios de sequía más intensas y frecuentes (Kovats *et al.*, 2014). En la actualidad, ya existen pruebas innegables de que los animales y las plantas se están viendo afectados por el reciente cambio climático. Algunos de los efectos más comúnmente descritos son el adelanto de la cría y los cambios en el rendimiento reproductivo (tamaño de los huevos, éxito de la anidación), los cambios en el calendario de la migración y los cambios en el tamaño y la distribución de la población (Crick, 2004). Por lo tanto, comprender cómo responderán las especies al cambio climático es vital para informar y preparar mejor a los responsables políticos y a los conservacionistas (Buckley *et al.*, 2016).

La península ibérica es un importante bastión mundial para la población de sisón, pero también es una de las regiones más vulnerables a los impactos del cambio climático. Esta región tiene un clima termo y mesomediterráneo que se caracteriza por veranos cálidos y secos e inviernos fríos y húmedos. Las aves esteparias, como los sisones, viven en entornos abiertos con una protección limitada de la radiación solar directa, por lo que es muy probable que estas especies se vean afectadas por el cambio climático. Estudios anteriores ya han puesto de manifiesto la posible susceptibilidad de los sisones a las variaciones de las condiciones climáticas (por ejemplo, Osborne y Suárez-Seoane, 2007). Huntley *et al.* (2007) predijeron que el área de distribución europea de la especie se desplazaría hacia el norte, lo que significaría que los sisones desaparecerían de muchas zonas del sur, pero podrían colonizar otras regiones del norte de Europa. Más recientemente, otro estudio incorporó la disponibilidad de hábitats adecuados y las limitaciones espaciales relacionadas con la filopatría y la atracción de conoespecíficos, y el área de distribución favorable pareció permanecer bastante inalterada, lo que significa que los sisones se mantendrán en regiones que progresivamente no se ajustan a sus requisitos de nicho climático (Estrada *et al.*, 2016).

Un estudio centrado en los efectos de la temperatura ambiental del aire sobre la actividad diaria de 20 machos adultos de sisón, capturados en Castro Verde (Alentejo, Portugal) durante las épocas de reproducción y no reproductivas, mostró que las altas temperaturas pueden imponer limitaciones a los patrones de actividad diaria de los sisones (Silva *et al.*, 2015). En este estudio, se realizó un seguimiento de los sisones mediante telemetría por satélite con GPS, utilizando el despazamiento espacial, indicado por localizaciones consecutivas, como proxy de la actividad. Se verificó que las temperaturas superiores a 25°C inhibieron fuertemente la actividad de las aves durante las temporadas de reproducción y postreproducción. Las altas temperaturas eran más frecuentes al mediodía, lo que a menudo obligaba a las aves a reducir su actividad durante este período, especialmente durante el verano. Se prevé que el aumento de las temperaturas con el cambio climático puede resultar en una reducción sustancial en la duración del período del día que presentemente es térmicamente adecuado para mantener la actividad reproductora e de alimentación. De forma similar, otro estudio basado en sisones marcados en Alentejo y Extremadura con dispositivos GPS/acelerómetros (Gudka *et al.*, 2019) mostró que la actividad reproductora está grandemente influenciada por la temperatura ambiente, reduciéndose con temperaturas superiores a 25°C. Potencialmente, la reducción de la actividad reproductora y de alimentación puede tener consecuencias negativas en lo que respecta a la productividad reproductora y en la aptitud de los individuos.

Este capítulo investiga la vulnerabilidad del sisón al cambio climático en la región de Extremadura. Se presenta un análisis de la fenología de la reproducción y la resiliencia de los hábitats de cría al cambio climático, basado en la metodología y los resultados presentados en el informe 'Estudio sobre la resiliencia del hábitat de reproducción del sisón al cambio climático' (Silva et al., 2021b).



Figura 19.1. Macho de sisón común (*Tetrax tetrax*) exhibiéndose durante el cortejo. Autor: Manuel Calderón.

19.1. IMPACTOS DEL CAMBIO CLIMÁTICO EN LA FENOLOGÍA DE LA REPRODUCCIÓN

19.1.1. Introducción

Con las previsiones climáticas futuras, que incluyen temperaturas más altas y menor disponibilidad de alimentos, las zonas en las que la idoneidad del hábitat de reproducción cesa de forma natural al principio de la época de reproducción pueden correr el riesgo de comprometer el éxito reproductivo de los sisonos. En la actualidad, muchos machos de sisono migran a zonas postreproductivas con mayor disponibilidad de alimento en cuanto la vegetación comienza a secarse al final de la época de reproducción (ver "16. Estrategias migratorias"; Silva *et al.*, 2007; García de la Morena *et al.*, 2015, Alonso *et al.*, 2019). De hecho, la estructura de la vegetación se ha identificado como un factor importante en el hábitat de reproducción del sisono común al limitar la disponibilidad de alimento y refugio (Morales *et al.*, 2008, Silva *et al.*, 2007, 2014).

En este apartado, pretendemos entender cómo el final de la época de reproducción de los machos está relacionado con la cualidad del hábitat y cómo varía espacial y temporalmente en Extremadura. En concreto, se definieron cuatro objetivos específicos 1) determinar el umbral de NDVI (índice de vegetación verde y biomasa – proxy de disponibilidad de alimento) hasta el cual los machos de sisono permanecen en los lugares de cría e identificar la respectiva fecha finalización; 2) entender cómo esta fecha de finalización de la época de reproducción está relacionada con las variables climáticas; y por último 3) predecir cómo el clima podría variar la fecha de finalización de la época de reproducción.

Se utilizaron tres fuentes de datos climáticos diferentes para evaluar las respuestas a la fenología de la reproducción:

- Línea de referencia climática: definida como la "normal climatológica" utilizando los valores medios entre 1970 y 2000 (Fick y Hijmans, 2017);
- Cambio climático: escenarios climáticos futuros basados en las proyecciones más recientes de la Fase 6 del Proyecto de Intercomparación de Modelos Acoplados (*Coupled Model Intercomparison Project Phase 6*; CMIP6) (Eyring *et al.*, 2016);
- Eventos extremos: eventos climáticos extremos basados en los últimos 10 años, entre 2009 y 2019.

19.1.2. Metodología

El marco metodológico consta principalmente de tres etapas principales:

Primera Etapa: Comprender la relación entre el NDVI (Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada, *Normalised Difference Vegetation Index*, proxy de la productividad de la vegetación) y la fecha de finalización de la época de reproducción de los machos. Para abordar esta primera etapa, se realizaron los siguientes pasos: se calcularon las áreas de campeo de los machos de sisono mediante los datos de seguimiento y se extrajeron los valores de NDVI

en todas las zonas abiertas (dentro de estas áreas de campeo); se construyó un modelo que relaciona el NDVI con el final de la época de reproducción (indicado por los movimientos migratorios) para determinar la fecha de finalización de la misma.

Segunda Etapa: Comprender la variación de la fecha de finalización de la reproducción con el clima. Para ello, relacionamos un índice de aridez (principalmente como una combinación de temperatura y precipitación) con la fecha de finalización de la época de reproducción mediante un modelo multivariante.

Tercera Etapa: Simular el final de la época de reproducción de los machos utilizando diferentes escenarios climáticos:

- “Normal climatológica”: datos de 1970 a 2000, denominados situación de referencia del clima actual;
- Variación media futura de la fecha de finalización de la época de reproducción en relación con el escenario de referencia actual, se construyó otros modelos utilizando datos climáticos de proyecciones futuras (2041-2060 y 2061-2080) basados en diferentes modelos climáticos y escenarios socioeconómicos;
- Años extremos en relación con el escenario de referencia actual, se construyó otro modelo utilizando los datos climáticos de los últimos 10 años en la zona de estudio.

Los siguientes análisis se realizaron con base en los datos de 60 sisones capturados y rastreados con dispositivos de seguimiento GPS-GSM, entre 2009 y 2020 en el suroeste de la Península Ibérica, es decir, incluyendo las aves seguidas remotamente vía GPS en Extremadura y Alentejo, Portugal (Figura 19.2 - representando sólo la región de Extremadura).

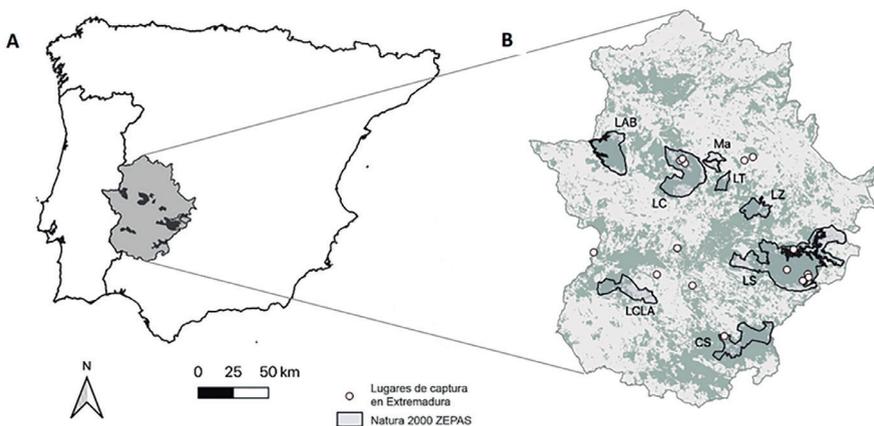


Figura 19.2. A) Localización del área de estudio en la Península Ibérica. B) Polígonos que identifican algunas de las ZEPA más importantes para la conservación de las aves esteparias en Extremadura; las zonas agrícolas abiertas se muestran en gris. El código se refiere a la designación de cada ZEPA, que corresponde a la identificación de la Tabla 19.2. Los círculos blancos indican los lugares de captura de machos de sison en Extremadura entre 2009 y 2020.

19.1.2.1 Relación entre el NDVI y la fecha de finalización de la época de reproducción

Para cada individuo rastreado, se estimó el área de campeo utilizada durante la época de reproducción (en adelante, "área de reproducción") para cada año rastreado. La fecha de finalización de la época de reproducción para los machos (en lo sucesivo, "fecha de finalización de la época de reproducción"), aunque es diferente a la de las hembras, es un indicador del inicio de la escasez de recursos tróficos.

El hábitat de reproducción de los individuos rastreados por GPS estaba compuesto por pastizales o barbechos. La biomasa de la vegetación se calculó para las zonas abiertas dentro de cada área de reproducción, utilizando el NDVI obtenido a partir de las imágenes del satélite MODIS. Este índice se utiliza ampliamente para captar la biomasa y la estructura de la vegetación a grandes escalas espaciales. Se utilizó el análisis de Kaplan-Meier para estimar la fecha de finalización de la época de reproducción (Kaplan y Meier, 1958).

19.1.2.2 Relación entre el índice de aridez y la fecha de finalización de la época de reproducción

El índice de aridez se utilizó para conocer la relación entre la fecha de finalización de la época de reproducción y las variables climáticas. Este índice evalúa la relación entre la precipitación, la temperatura y la evapotranspiración potencial local, y puede traducirse en una clasificación categórica (Tabla 19.1). Los datos de precipitación y temperatura en la región de Extremadura se obtuvieron para los últimos 10 años (2009-2019) a una resolución de 5x5 km mediante interpolación de datos (fuente: conjunto de datos ERA5-Land).

La relación entre el índice de aridez y la fecha de finalización de la época de reproducción se analizó con modelos lineales mixtos generalizados (*Generalised Linear Mixed Models*; GLMM), utilizando el paquete R *lme4* (v1.1-27; Bates et al., 2015):

Día juliano (de finalización de la época de reproducción ~ índice de aridez + factor aleatorio id + factor aleatorio año

VALORES DEL ÍNDICE DE ARIDEZ (AI)	CLASIFICACIÓN CLIMÁTICA
$AI < 0,05$	Hiper árido
$0,05 < AI < 0,2$	Árido
$0,2 < AI < 0,5$	Semiárido
$0,5 < AI < 0,65$	Seco subárido
$0,65 < AI < 0,75$	Húmedo
$0,75 < AI$	Híper húmedo

Tabla 19.1. Valores del índice de aridez y su clasificación climática.

El índice de aridez fue calculado de octubre a mayo para cada uno de los años de estudio (2009-2020), con todas las combinaciones de los meses utilizadas como variables explicativas. La variable de respuesta fue el día juliano en que cada ave dejó de reproducirse a partir del día 57 (correspondiente al 27 de febrero). Sin saber cómo puede anticiparse la época de reproducción con el cambio climático, se eligió este día como una fecha conservadora a partir de la cual era improbable que se anticipara la reproducción. La identificación individual (id) y el año de seguimiento se consideraron factores aleatorios. Se seleccionó el mejor modelo basándose en el criterio de información de Akaike (AIC)(Sakamoto *et al.*, 1986).

19.1.2.3. Variación de la fecha de finalización de la época de reproducción debido a diferentes escenarios climáticos

Como se ha explicado anteriormente, la relación encontrada entre el índice de aridez y la fecha de finalización de la época de reproducción se utilizó para comprender los impactos del cambio climático en la variación de la fecha de finalización de la época de reproducción. Para ello, se comparó el clima actual ("normal climatológica") con los futuros escenarios de cambio climático y los eventos extremos registrados en los últimos 10 años. La variación se analizó a escala de Extremadura y para las principales ZEPA esteparias, por ser estas zonas prioritarias para la conservación de las aves esteparias (Figura 19.2 y Tabla 12.1). El mapa tiene una resolución de 5 km², que corresponde a la resolución disponible para los datos climáticos. Se calculó el valor medio ponderado de la fecha de finalización de la época de reproducción para obtener un valor único para cada ZEPA.

Para conocer la situación de referencia actual, a partir de la normal climatológica (que corresponde a la mediana de los 30 años entre 1970-2000) se proyectó la salida del modelo que relaciona la aridez con la fecha de finalización de la época de reproducción utilizando los datos climáticos de Bioclim (Fick y Hijmans, 2017). Esta información representa el escenario de referencia ("situación de referencia") que se utilizó para analizar la variabilidad espacial media actual y después para compararla con los escenarios climáticos futuros y los eventos extremos.

Las previsiones climáticas futuras se han realizado para dos periodos: 2041-2060 y 2061-2080, teniendo en cuenta los escenarios socioeconómicos globales que pueden evolucionar hasta el año 2100. Los modelos climáticos utilizados en este estudio corresponden al CMIP6, que se basan en las proyecciones realizadas por el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático de las Naciones Unidas (IPCC). En total, se han considerado 4 modelos climáticos con una resolución de 5 x 5 km:

- CanESM5 (Swart *et al.*, 2019): más precipitaciones y temperaturas más altas;
- IPSL-CM6A-LR (Boucher *et al.*, 2018): menos precipitaciones y temperaturas más altas; MRI-ESM2-0 (Yukimoto *et al.*, 2019): más precipitaciones y temperaturas más bajas;

- MIROC6 (Takemura *et al.*, 2019): menos precipitaciones y temperaturas más bajas.

Se han tenido en cuenta dos escenarios socioeconómicos globales (Van Vuuren, *et al.*, 2014; O'Neill, *et al.*, 2014):

- el escenario intermedio SSP 245, que supone un futuro con pequeños cambios en comparación con el presente, contribuyendo a un aumento de 3°C;
- el escenario extremo SSP 585, que es un escenario de mercado competitivo, con grandes inversiones tecnológicas y una mayor explotación de combustibles fósiles, contribuyendo a un aumento de 5°C.

En cuanto a los eventos extremos de los últimos 10 años, se estimó la variación de la fecha de finalización de la época de reproducción para todos los años del periodo comprendido entre 2009 y 2019, utilizando los datos climáticos interpolados. Estos valores estimados de la fecha de finalización se compararon con la situación de referencia actual ("situación de referencia").

19.1.3. Resultados

De los 60 machos seguidos por GPS, 72% ($n = 43$) fueron seguidos durante un solo año, 20% ($n = 12$) durante dos años consecutivos, 3% ($n = 2$) durante 3 años consecutivos y 5% ($n = 3$) durante 4 años consecutivos. En total, se analizaron 85 zonas de reproducción, cuya duración media fue de 50 días (IC 95%: 46, 54).

19.1.3.1 Relación entre el NDVI y la fecha de finalización de la época de reproducción

En las zonas de nidificación, la biomasa vegetal (medida por el NDVI) comienza a disminuir a partir de mediados de abril, alcanzando un valor mínimo a mediados de junio. En ese momento, hacia finales de mayo en Extremadura, los machos de sisón comienzan su migración postreproductiva. El análisis de Kaplan-Meier estimó una probabilidad del 50% de migración de los machos al hábitat postreproductivo cuando el NDVI alcanza valores de 0,369 [IC 95%: 0,346; 0,389], con la fecha media de finalización de la época de reproducción el 21 de mayo (día juliano 142 [rango 139 - 145, para el 50% dos casos]).

19.1.3.2 Relación entre el índice de aridez y la fecha de finalización de la época de reproducción

El mejor modelo para explicar la relación entre el índice de aridez y la fecha de finalización de la época de reproducción incluyó el índice de aridez de los meses de febrero a mayo. Este modelo explicaba el 52% de la variación temporal de la época de reproducción y el 65% de la variación si se tenía en cuenta la variabilidad de los años e individuos seguidos vía GPS.

Situación de referencia: fecha media de finalización de la época de reproducción en el período actual

La proyección del modelo para los datos de la “normal climatológica” indicó que, en las zonas abiertas de las ZEPAs extremeñas, el periodo con hábitat de reproducción adecuado finaliza entre los días 22 y 29 de mayo. Las ZEPA situadas en el sur y el norte de Extremadura tuvieron un periodo más largo con hábitat de reproducción adecuado en comparación con las del centro de Extremadura (Figura 19.3). Cabe destacar que las zonas con un final temprano de la época de reproducción coinciden con importantes núcleos de población reproductora, como los Llanos de La Serena y los Llanos de Cáceres.

La disponibilidad de alimento, medida aquí con el NDVI, influyó en el final de la época de reproducción y, por tanto, se utilizó para comprender la variación espacial y temporal de la idoneidad del hábitat de reproducción. El momento del final de la época de reproducción del sisón se vio significativamente influido por la aridez entre febrero y mayo. Estudios anteriores ya habían demostrado que las precipitaciones invernales y las temperaturas primaverales afectaban a la calidad de la vegetación, representada por el NDVI (por ejemplo, Wang et al., 2003). Los sisones se alimentan principalmente de plantas verdes (Jiguet, 2002) y los machos siguen siendo reproductores activos hasta que la vegetación se seca, lo que ocurre a finales de la primavera, cuando las temperaturas aumentan. Desde aquí, la disponibilidad de alimento disminuye significativamente y los machos de sisón empiezan a migrar para las zonas postreproductoras (Silva et al., 2007).

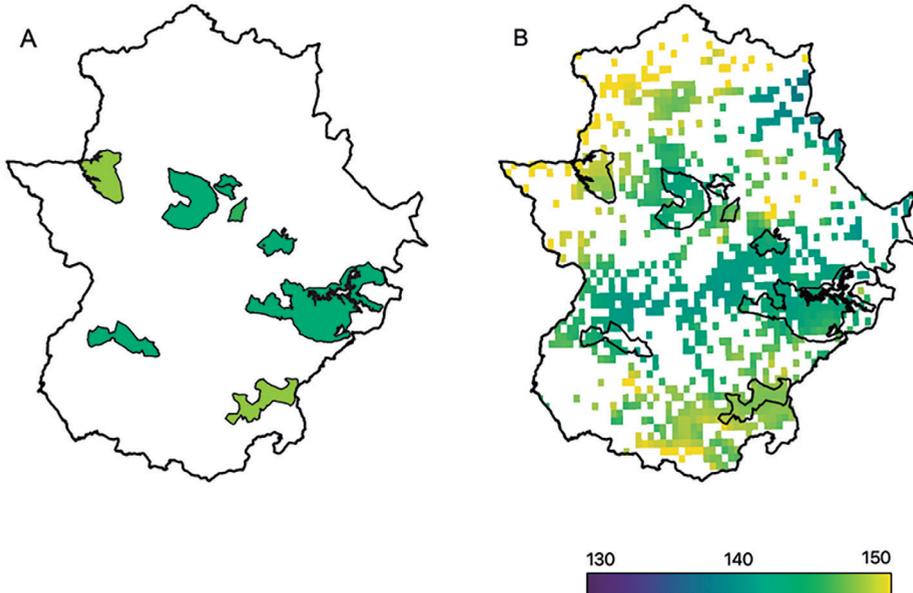


Figura 19.3. Cartografía de referencia, calculada a partir de los datos climáticos de referencia (1970 - 2000), que indica la fecha de finalización del periodo con hábitat de reproducción adecuado para el sisón (adaptado de Silva et al., 2021b). A) Estimación de la fecha de finalización de la época de reproducción a partir de la media ponderada de la información del modelo proyectado para las ZEPA esteparias de Extremadura. B) Se estima la fecha de finalización de la época de reproducción para toda la zona abierta de Extremadura con una resolución de 5 km (colores más cálidos indican épocas de reproducción más tardías).

Dado el comportamiento de reproducción en *leks* de los sisonos, en el que las hembras visitan las agregaciones de machos, una época de reproducción corta para los machos puede dar lugar a una reducción de las oportunidades de reproducción. Esto es especialmente preocupante cuando las primeras puestas no son viables, ya que las visitas adicionales pueden no ser posibles (Silva *et al.*, 2014). Además de este impacto directo en el sistema de cría de los sisonos, la anticipación del final de la época de reproducción de los machos y la respectiva disminución de la disponibilidad de alimento pueden comprometer el final de la época de reproducción de las hembras y el desarrollo de los pollos.

19.1.3.3 Variación de la fecha de finalización de la época de reproducción debido a diferentes escenarios climáticos

Las proyecciones de cuatro modelos climáticos predijeron una fecha de finalización de la reproducción más temprana con un hábitat de reproducción adecuado en las zonas abiertas de las ZEPA extremeñas (Figura 19.4). La variación en la fecha estimada de finalización de la época de reproducción fue mayor en las ZEPA de Llanos de Brozas y Campiña Sur (Tabla 19.2). Sin embargo, la variación máxima del escenario SSP 245 (aumento de 3°C, periodo 2061-2080), no superó el 10% de la variación, lo que representó una anticipación máxima de 5 días de la época de reproducción. En el caso del escenario SSP 585 (aumento de 5°C, periodo 2061-2080), la variación fue superior (del 12 al 16%), anticipando un máximo de 8 días al final de la época de reproducción e identificando en general el mismo patrón de variación geográfica que el escenario anterior.

DIFERENCIA EN RELACIÓN CON LA ÉPOCA DE REPRODUCCIÓN MEDIA (%)				
ZEPA	SSP 245		SSP 585	
	2041-2060	2061-2080	2041-2060	2061-2080
LAB	-7,24	-8,59	-8,8	-14,31
CS	-7,77	-9,43	-10,21	-14,61
LT	-6,4	-7,9	-8,25	-13,04
Ma	-5,57	-6,8	-7,22	-11,28
LCLA	-5,75	-6,9	-7,37	-11,52
LS	-5,77	-7,25	-7,87	-11,6
LC	-5,74	-7,15	-7,49	-11,66
LZ	-5,42	-6,76	-7,27	-11,22

Tabla 19.2. Variación del día juliano del último día de la época de reproducción para cada ZEPA en porcentaje comparando los valores de la situación de referencia con la media de los modelos de cambio climático para los años 2041-2060 y 2061-2080, basados en los diferentes escenarios socioeconómicos - SSP 245 y 585. El cambio se calculó teniendo en cuenta la duración media de la época de reproducción y la duración media de la época de reproducción de 50 días.

Los escenarios climáticos futuros utilizados para predecir los impactos del cambio climático indicaron que la vegetación de los hábitats de cría se secará un poco antes, lo que muy probablemente anticipará los movimientos postreproductivos de los machos de sisón por unos días. Sin embargo, las predicciones mostraron una baja variación y no superaron el 10-16% de variación en comparación con el escenario de referencia. Los Llanos de Brozas y la Campiña Sur resultaron ser las ZEPAs más variables de Extremadura.

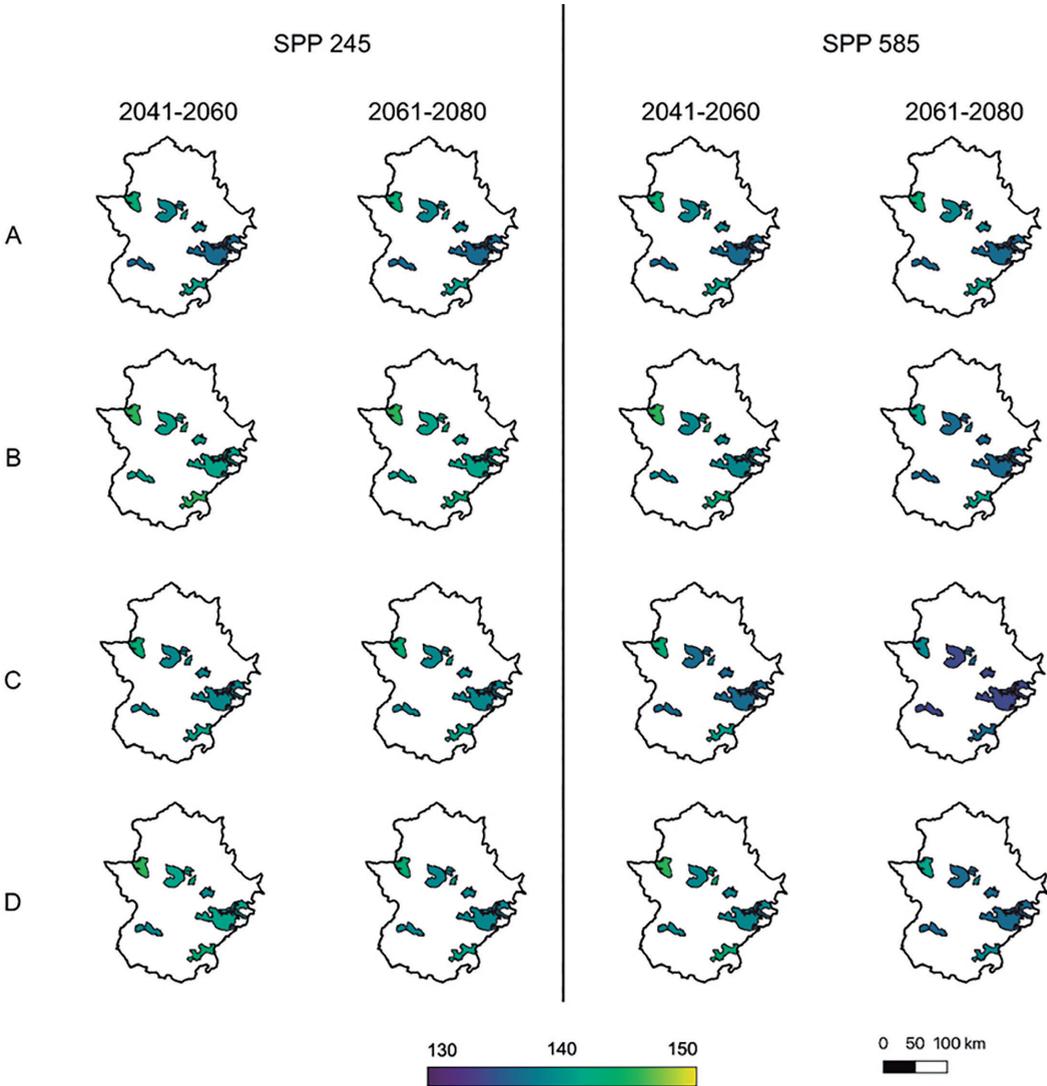


Figura 19.4. ZEPAs esteparias de Extremadura, indicando el día juliano medio estimado del final de la época de reproducción para cada ZEPA para los diferentes modelos climáticos: (A) IPSL-CM6A-LR, (B) CanESM6, (C) MIROC6 y (D) MRI-ESM2-0, y diferentes escenarios socioeconómicos - SPP 245 y 585, para los años 2041-2060 y 2061-2080 (colores más cálidos indican épocas de reproducción más tardías; adaptado de Silva *et al.*, 2021b).

Variación interanual: variación de la fecha de finalización de la época de reproducción en eventos extremos de los últimos 10 años

Entre 2009 y 2019, el índice de aridez fue muy variable en Extremadura, fluctuando entre años semiáridos e hiperhúmedos. El año 2012 fue el más seco, con valores del índice de aridez entre 0,17 y 0,36 (árido y semiárido). Por el contrario, el año 2018 fue el más húmedo y las ZEPA tuvieron valores de índice de aridez entre 0,79 y 1,28 (hiperhúmedo). El año 2014 fue considerado un año medio, teniendo una gran variación en el índice de aridez dentro de las ZEPAs. En general, el norte de Extremadura tendió a ser más húmedo que el sur. Los modelos proyectados para los años 2009 y 2019 tuvieron una variación muy significativa entre ZEPA y años (Figura 19.5).

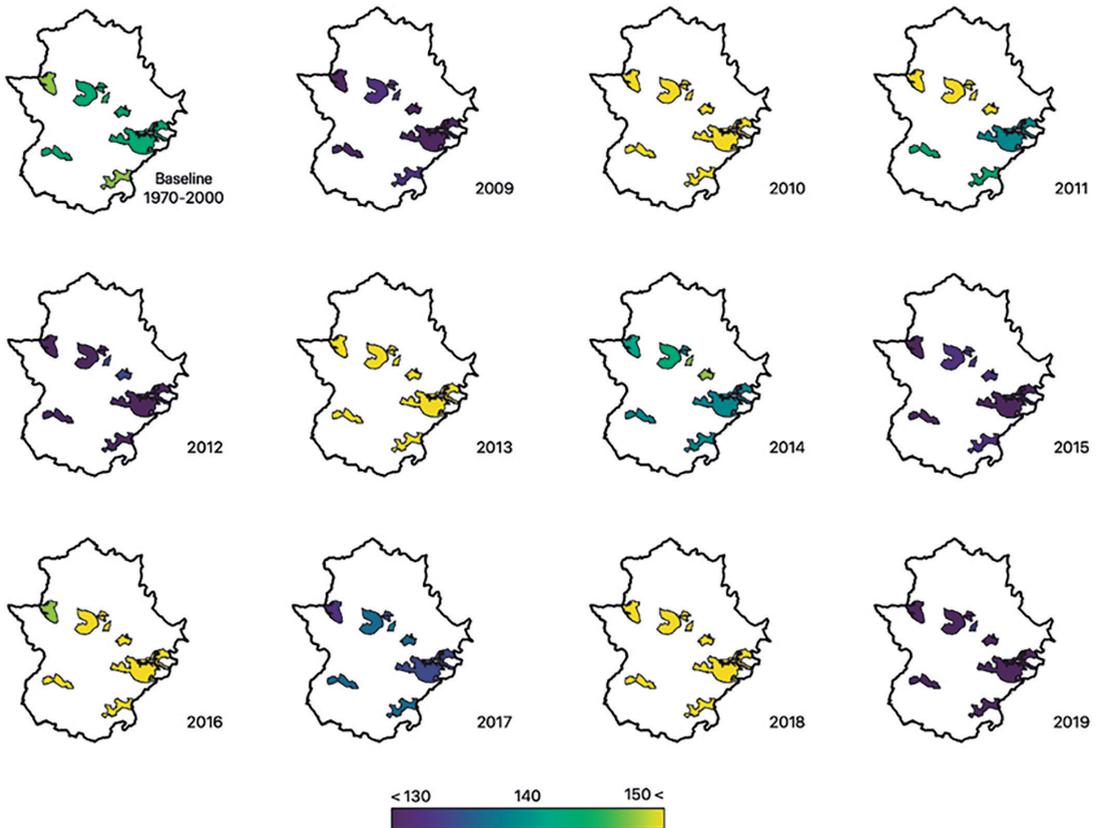


Figura 19.5. ZEPAs esteparias de Extremadura, indicando el día juliano medio estimado del final de la época de reproducción para cada ZEPA para los años 2009 y 2019 (colores más cálidos indican épocas de reproducción más tardías; adaptado de Silva *et al.*, 2021b).

Al observar las proyecciones de la fecha de finalización con hábitat adecuado para la reproducción del sisón en las zonas abiertas de las ZEPA y comparar el año más seco (2012) con el año más húmedo (2018; Figura 19.5), se observó una gran amplitud entre la fecha de finalización de la época de reproducción que superó los 30 - 68 días (Tabla 19.3).

Las ZEPAs que registraron mayor variación negativa fueran Llanos de Brozas y Campiña Sur, mientras que la variación positiva se registró principalmente en las ZEPAs de Llanos de Cáceres y Llanos de Trujillo (Tabla 19.3).

Se observó una variación interanual muy elevada entre 2009 y 2019, con años hiperhúmedos y semiáridos, por lo que es importante considerar que en el futuro se producirán más años extremos, probablemente con mayor frecuencia e intensidad. La variación en la finalización de la época de reproducción en las ZEPAs fue grande entre los años extremos, variando positiva y negativamente en aproximadamente un 68% y un 36% (+34 y -18 días; Tabla 19.3), respectivamente.

Es importante destacar que, tanto en el presente como en el futuro, los años húmedos son menos frecuentes que los secos. Algunas predicciones indican una prolongación significativa de la época de reproducción en los años hiperhúmedos, pero todavía hay que tener en cuenta que se espera que las lluvias en la región mediterránea sean más concentradas y torrenciales (Christensen *et al.*, 2007), lo que puede, a su vez, amenazar la nidificación.

ZEPA	DIFERENCIA EN RELACIÓN CON LA ÉPOCA DE REPRODUCCIÓN MEDIA (%)	
	EL AÑO MÁS SECO (2012)	AÑO MÁS HÚMEDO (2018)
LAB	-35,88	31,55
CS	-28,39	44,24
LT	-20,08	67,20
Ma	-21,21	53,93
LCLA	-24,47	38,80
LS	-21,37	29,32
LC	-23,65	68,96
LZ	-15,40	42,20

Tabla 19.3. Variación de la fecha de finalización de la época de reproducción para cada ZEPA, comparando los valores de referencia con el año más seco y el más húmedo registrados en el periodo 2009-2019. La variación se ha calculado teniendo en cuenta la duración media de la época de reproducción estimada en 50 días (adaptado de Silva *et al.*, 2021b).

Hubo coherencia entre las zonas identificadas como las que más varían con el futuro cambio climático y las que varían con los fenómenos extremos. Las zonas que más varían son particularmente vulnerables al cambio climático, destacándose los Llanos de Brozas y Campiña Sur. La Campiña Sur se encuentra actualmente entre las zonas más importantes para la conservación del sisón en Extremadura, estando amenazada por los cambios e intensificación de las prácticas agrícolas (Capítulo “12 Distribución de la especie en la región”). Por ello, ahora es vital preservar un hábitat favorable que pueda aumentar la resiliencia ante las alteraciones climáticas.

La supervivencia de esta especie frente al cambio climático depende en gran medida de la adopción de medidas de gestión del hábitat que promuevan hábitats de reproducción de alta calidad que puedan garantizar el éxito reproductivo de las hembras.

La variación interanual resultante de los eventos extremos representó la mayor amenaza para las poblaciones de sisón en la región de Extremadura. La variación muy significativa en la reducción del final de la época de reproducción es mucho mayor que la que se espera del futuro cambio climático. Es esencial mantener un estado de conservación favorable de la red de ZEPA prioritarias para garantizar que la población de sisón sea más resiliente a los eventos extremos y estocásticos.

20. AMENAZAS PARA EL SISÓN COMÚN EN EXTREMADURA

Este capítulo recopila información sobre algunos de los problemas más importantes que amenazan a las poblaciones de sisón en Extremadura. En el primer apartado se identifican los factores ambientales relacionados con la variación negativa de la densidad del sisón en Extremadura (20.1). El segundo apartado se centra en la tasa de supervivencia anual de la especie y en sus causas de mortalidad naturales y antropogénicas (20.2). El tercer y último apartado presenta un resumen de las principales amenazas para la población de sisón en la región de Extremadura (20.3). Los datos presentados en este capítulo se basan en la metodología y los resultados presentados en el informe 'Análisis de las variaciones poblacionales del sisón obtenidas en los censos entre 2005 y 2016 en Extremadura y cartografía predictiva' (Silva *et al.*, 2021a).

20.1. FACTORES DEL DECLIVE DEL SISÓN EN EXTREMADURA

20.1.1. Introducción

Esta sección explora los posibles factores que impulsan los cambios temporales en las densidades de población en los dos censos nacionales. Los datos de densidad de la especie se obtuvieron a partir de los dos censos nacionales de reproducción de sisón, uno realizado en 2005 (García de la Morena *et al.*, 2006) y el otro en 2016 (García de la Morena *et al.*, 2018; en el capítulo "10. Programas de seguimiento de especies" se pueden encontrar más detalles sobre la metodología de los censos).

20.1.2. Metodología

El análisis se realizó a la escala del cuadrado de muestreo UTM 5x5 km ($n = 130$; en el apartado 15.2 del capítulo 15 "Tendencias de la población y el hábitat" se pueden encontrar más detalles sobre la metodología). Es importante señalar que sólo se utilizaron en el análisis las cuadrículas con presencia de sisón en al menos uno de los censos. Para cada una de estas cuadrículas se calcularon las siguientes variables:

- Densidad de sisones en cada año, a partir de los datos obtenidos en 2.291 puntos de muestreo en 2005 y 2.357 puntos de muestreo en 2016;
- Disponibilidad de hábitat, como indicador de la pérdida de hábitat;
- La gestión del pastoreo, como indicador de la calidad del hábitat;
- Infraestructuras lineales (carreteras y líneas eléctricas), como indicador de la calidad del hábitat.

El análisis se centró en los hábitats de cría preferidos por la especie, incluidos los pastizales abiertos y los barbechos, y en los usos agrícolas más representativos. Las variables consideradas se describen en la Tabla 20.1.

	DESCRIPCIÓN	VARIABLE	FUENTE
Disponibilidad del hábitat	Proporción de la zona de estudio cubierta por un hábitat de cría potencial (ha)	<i>Cultivos leñosos</i>	Cartografía SIGPAC 2006 y 2016 (escala recinto)
		<i>Viñedos</i>	
		<i>Olivares</i>	
		<i>Cultivos anuales de regadío</i>	
		<i>Pastos abiertos</i>	
		<i>Cultivos anuales de secano</i>	
		<i>Barbechos</i>	
Gestión del pastoreo	Densidad de unidades de ganado vacuno y ovino por superficie de pastos (UGM/ha)	<i>Unidades ganaderas vacas por ha de pastos</i>	Carga ganadera - Junta de Extremadura
		<i>Unidades ganaderas ovejas por ha de pastos</i>	
	Proporción de ganado en la media	<i>Proporción de vacas por unidades ganaderas</i>	
Infraestructuras lineales	Densidad de carreteras en cada zona de estudio	<i>Carreteras (km/km²)</i>	Google Street Maps
		<i>Caminos sin pavimentar (km/km²)</i>	
	Densidad de líneas eléctricas en cada zona de estudio (km/km ²)	<i>Tendidos eléctricos <60 kV (km/km²)</i>	Garret (2018); mapas de Bing y Google Earth

Tabla 20.1. Descripción y fuentes de cada una de las variables exploradas como factores potenciales que impulsan los cambios en las densidades del sisón común (*Tetrax tetrax*) en Extremadura (adaptado de Silva et al., 2021a).

Los posibles factores subyacentes a los patrones espaciales de cambio en la densidad del sisón se examinaron con un Modelo Aditivo Generalizado (GAM), utilizando una distribución gaussiana con una función de enlace de identidad, dando cuenta así de las respuestas no lineales (Zuur *et al.*, 2009). En este modelo, la variación de la densidad de aves a lo largo del tiempo (censo 2016 - censo 2005) en cada cuadrado muestreado fue la variable de respuesta. Los predictores fueron la variación/los cambios en las variables descritas anteriormente (hábitat, tasa de carga ganadera, proporción de ganado, carreteras y líneas eléctricas; Tabla 20.1). La densidad del sisón en el primer censo también se incluyó como predictor porque la magnitud de la variación absoluta de la densidad está claramente limitada por la densidad inicial de la zona muestreada.

Se utilizó el coeficiente de correlación de Spearman ($|r| < 0,55$) y los factores de inflación de la varianza ($VIF > 2,0$) para comprobar si había colinealidad entre las variables explicativas. Se estimó un parámetro de suavización óptimo mediante una estimación de máxima verosimilitud restringida (REML), y se definió una dimensión de base ($k = 3$) para permitir cierta complejidad en las funciones y evitar al mismo tiempo el sobreajuste de los datos. Los modelos se ajustaron en R con los paquetes *lme4* (Bates *et al.*, 2015) y *lmerTest* (Kuznetsova *et al.*, 2017).

El procedimiento de modelización implicó el ajuste del modelo completo, seguido de la eliminación hacia atrás de las variables no significativas (*valor p* > 0,05) para obtener el modelo óptimo. La adecuación final del modelo se evaluó mediante el trazado de los residuos frente a los valores ajustados y las variables explicativas, y el ajuste del modelo se evaluó mediante la proporción de la desviación nula explicada (Zuur *et al.*, 2009; pueden encontrarse más detalles sobre el análisis en Marques *et al.* 2020).

20.1.3. Resultados

El modelo GAM presentó un buen ajuste a los datos, explicando una gran variación ($R^2 = 0,591$; desviación explicada = 60,8%). El modelo indicó que las mayores pérdidas de densidad de sisón se produjeron en zonas con mayores densidades de sisón en 2005, mayores incrementos de cultivos permanentes, mayor proporción de vacas en la carga ganadera (en comparación con la proporción de ovejas) y menores pérdidas en la densidad de ganado ovino (Tabla 20.2 y Figura 20.1).

	<i>edf</i>	F	<i>Valor p</i>
s(Densidad_2005)	1,0	140,16	0,000
s(UG_ovejas_variación)	1,0	10,64	0,001
s(Cultivos leñosos_variación)	1,72	4,81	0,023
s(P_vacas_UG_variación)	1,0	5,67	0,019

Tabla 20.2. Estadísticas para el modelo GAM: grados de libertad estimados (*edf*), estadísticas F. y *valor p* respectivo (adaptado de Silva *et al.*, 2021a). Las variables están ordenadas por su importancia.

Las zonas con mayores pérdidas eran las que tenían mayores densidades de sisón en 2005, un patrón que también se ha observado en Portugal (Marques *et al.*, 2020). Las altas densidades de sisón pueden ser un buen indicador de la calidad general del hábitat de esta especie (Silva *et al.*, 2010), donde la magnitud de los impactos de la pérdida y la degradación del hábitat se expresa en consecuencia con mayor claridad. En las zonas con bajas densidades, la pérdida de sisonos no es tan pronunciada, estando limitada por su baja densidad inicial.

Los resultados revelaron que las menores pérdidas de ganado ovino fueron el segundo factor más importante para explicar el descenso de las poblaciones de sisón. Estas parecen tener un efecto perjudicial porque las cuadrículas con mayor reducción del número de ovejas se tradujeron en mayores pérdidas de sisonos (Figura 20.1). Es probable que esto esté relacionado con la intensificación de los sistemas de rotación de cereales a largo plazo o con la conversión completa del uso de la tierra de la agricultura tradicional de cereales a usos alternativos de la tierra como los cultivos permanentes o al pastoreo especializado de ganado. De hecho, las vacas tuvieron un efecto más negativo, ya que las mayores pérdidas de densidad de sisón se produjeron en zonas con una mayor proporción de vacas en comparación con las ovejas. También se ha demostrado que las zonas dominadas por el ganado vacuno presentan mayores reducciones en la densidad del sisón en Portugal (Marques *et al.*, 2020). Durante el periodo de cría, las familias de sisonos tienden a evitar los hábitats sometidos a altos niveles de perturbación, como los pastizales muy pastoreados (Tarjuelo *et al.*, 2013).

La calidad del hábitat ha sido un factor importante en el declive de las poblaciones de sisón en Extremadura. La pérdida progresiva de hábitat adecuado ha sido causada por el aumento de los cultivos leñosos junto con la disminución de los barbechos (ver Capítulo 15 "*Tendencias de la población y el hábitat*" para más detalles). Los demás hábitats no se consideraron importantes porque no variaron significativamente entre 2005 y 2016. En suma, los paisajes extremeños están actualmente menos adecuados para albergar altas densidades de sisonos.

Aunque la red de transporte de energía creció, la densidad de las infraestructuras lineales no fue relevante para explicar las pérdidas de densidad del sisón. Donde se desarrollaron las infraestructuras, no parece haber afectado significativamente las densidades de sisón. Las carreteras son responsables de la fragmentación del hábitat y de la mortalidad, entre otros impactos (Hedo *et al.*, 1999; García, 2004; Devoucoux, 2014), mientras que las líneas eléctricas están asociadas a la mortalidad por colisión (Marcelino *et al.*, 2017; Marques *et al.*, 2021). Otros trabajos han demostrado también que las infraestructuras lineales potencian los efectos negativos incluyendo tanto los efectos directos (por ejemplo, la fragmentación del hábitat) como los indirectos (por ejemplo, la degradación del hábitat) (García de la Morena *et al.*, 2007; Santos *et al.*, 2016). El hecho de que las infraestructuras estén a menudo agrupadas espacialmente y tiendan a ocupar corredores existentes o zonas adyacentes de creciente desarrollo podría explicar su falta de efecto estadísticamente significativo sobre el declive del sisón.

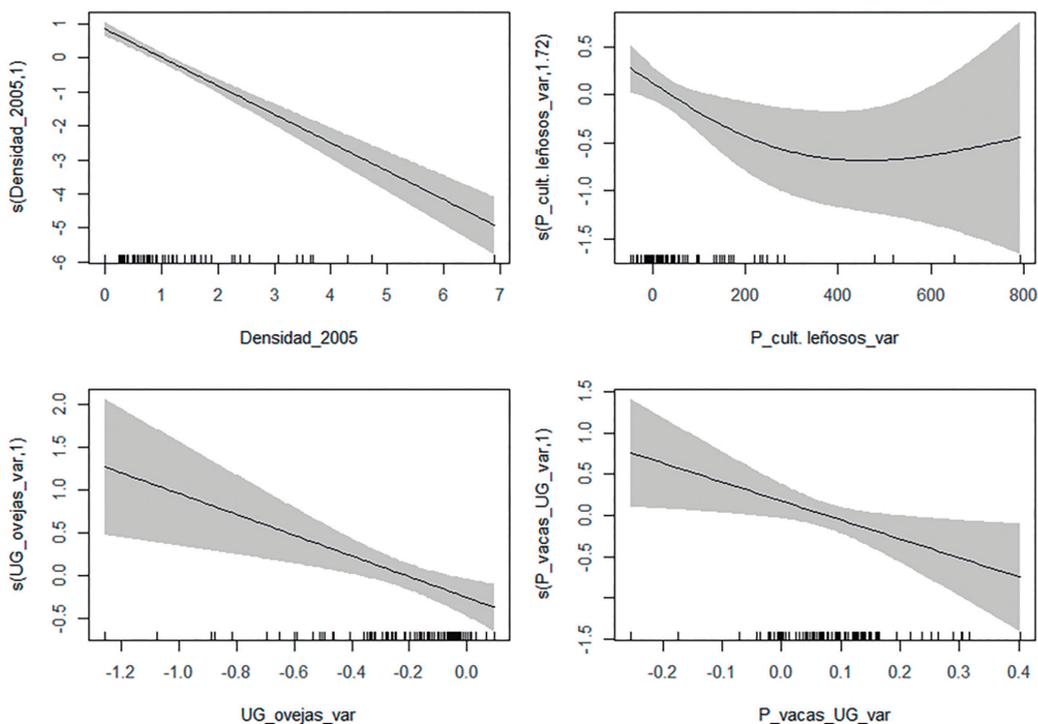


Figura 20.1. Efectos parciales del modelo aditivo generalizado de la relación entre los cambios en la densidad del sisón a través de los censos (2016-2006) y los predictores ambientales. Las áreas sombreadas representan los intervalos de confianza del 95%. El eje y muestra la contribución de los términos suaves centrados ajustados s (nombres del predictor, grados de libertad estimados) a la variable de respuesta (cambio en la densidad del sisón entre censos). Las marcas en el eje x representan la ubicación de las observaciones a lo largo del predictor. Adaptado de Silva *et al.* (2021a).

En general, las densidades más altas de sisones subsisten en zonas con agricultura o pastoreo extensivo, muchas veces con pastoreo de ovejas como parte de esquemas de rotación largos de más de 3 años y pastos dominados por el pastoreo de ovejas. Densidades más bajas tienden a ocurrir en zonas que han sido intensificadas o convertidas a cultivos permanentes o pastoreo de ganado.

20.2. TASAS ANUALES DE SUPERVIVENCIA Y MORTALIDAD

20.2.1. Introducción

La identificación de las causas de mortalidad es muy importante para minimizar las fuentes significativas de amenaza y comprender la dinámica de la población. Sin embargo, es difícil determinar las tasas de supervivencia y mortalidad en animales en libertad. La estimación de las tasas de supervivencia requiere el seguimiento remoto de los individuos marcados con dispositivos de seguimiento. Aunque las tecnologías de seguimiento a distancia han mejorado mucho los conocimientos en este ámbito, muchas especies son difíciles de capturar y marcar dado su comportamiento críptico. Por ello,

el tamaño de las muestras tiende a ser pequeño. Aun así, el programa de seguimiento a largo plazo con dispositivos GPS llevado a cabo en Extremadura desde 2014, permite analizar la tasa de supervivencia y las principales causas de mortalidad adulta del sisón.

La información sobre las tasas de supervivencia anual de los sisonos es escasa. Los registros más antiguos de poblaciones silvestres incluyen dos sisonos machos marcados con GPS, uno con al menos 18 años capturado en Francia y otro con 15 años capturado en Cataluña (Mañosa *et al.*, 2018).

En la Península Ibérica, un estudio basado en 151 aves adultas marcadas, capturadas entre 2001 y 2013, estimó una tasa de supervivencia adulta del 67% (Marcelino *et al.*, 2018), ligeramente inferior a la estimada en Francia entre 1998 y 2003 (estimada en un 68-72%; Inchausti y Bretagnolle, 2005).

Los datos presentados en este capítulo se basan en la metodología y los resultados presentados en el informe ‘Análisis de los factores ambientales y climáticos que inciden en la supervivencia del sisón (*Tetrax tetrax*)’ (Silva *et al.*, 2021c).

20.2.2. Metodología

En este apartado se han evaluado las causas de mortalidad a partir de 45 sisonos adultos, dos hembras y 44 machos, de la región de Extremadura rastreados entre 2014 y 2022. Los sisonos fueron capturados y marcados con equipos de seguimiento GPS en sus zonas de cría: Alburquerque, Arroyo San Serván, Azuaga, Badajoz, Brozas, Cabeza del Buey, Esparragalejo, La Serena, Llanos Cáceres, Llanos de Belem, Llanos de Zorita, Llerena, Magasca Sul, Mérida, Mesona, Mirandilla, Orellana, Usagre, Villanueva de la Serena y Zafra.

El periodo de seguimiento comenzó el 30 de abril de 2014 y terminó el 1 de agosto de 2022. Es importante señalar que algunos individuos siguen siendo monitorizados con los GPS después de esta fecha. El número medio de individuos seguidos por año es de 5,6, pero el número máximo de individuos rastreados fue de 7 en 2015 y, más recientemente, en 2021.

La última posición de cada individuo se comprobaba en el campo cuando se perdía una señal de seguimiento, cuando se registraban localizaciones superpuestas o cuando el sensor de mortalidad se activaba o indicaba inmovilidad durante un periodo de tiempo prolongado. Los sensores acelerómetros en los equipos GPS de seguimiento, cuando están disponibles, también se utilizan como sensores de mortalidad. El estado del individuo se fijó en “dejó de transmitir” si había un fallo en el transmisor o el fin de la vida natural de la batería, o “marca perdida” si no se encontraba el transmisor. En estos casos, el individuo se consideraba vivo hasta el último día, por lo que no se consideraba un evento de mortalidad. Por el contrario, si se localizaba un cadáver, una mancha de plumas o un transmisor, se evaluaba la causa probable de la muerte basándose en los signos de los restos y/o del transmisor, combinados con las pruebas locales encontradas en el lugar y el momento de la muerte. Se asumió que la fecha de la muerte o de la desaparición era la del último registro en vivo.

Las causas de mortalidad se separaron en antropogénicas y naturales. La mortalidad antropogénica incluye: la colisión con líneas eléctricas, cuando el ave se encontró cerca o debajo de líneas eléctricas de transmisión o distribución aéreas con signos evidentes de traumatismo, o la superposición de ubicaciones GPS registradas debajo de las líneas eléctricas con la confirmación de la mortalidad por los sensores de actividad de los equipos de seguimiento; y la caza ilegal, cuando el cadáver se encontró con perdigones o mostrando heridas de perdigones, o el transmisor tenía impactos de perdigón o cinta de teflón con marcas de perdigón. La mortalidad natural corresponde únicamente a los eventos de depredación cuando el cadáver ha sido consumido y no hay evidencia de colisión (identificada por la ausencia de líneas eléctricas en la proximidad del cadáver), o de caza ilegal. Es importante señalar como en la mayoría de los casos de mortalidad natural, la depredación fue la causa probable de la muerte, lo que puede subestimar el número de muertes debido únicamente al frágil estado de los individuos o enfermedades. Siempre que fue posible, se identificó el tipo de depredador en todos los casos de depredación. El depredador era presumiblemente un mamífero cuando el cadáver tenía huesos rotos, plumas aún adheridas a los restos o sin plumas en los cañones, o marcas de mordedura en el emisor (Marcelino *et al.*, 2018). Por el contrario, las plumas sin marcas de mordedura o los cadáveres enteros con plumas y el resto de la sección rota de la misma se identificaron como depredación por un ave de presa.

La tasa de supervivencia anual y las tasas de mortalidad anual por causas específicas se calcularon con el método de Kaplan-Meier (Bland y Altman, 1998), utilizando el paquete R *survival* (Therneau, 2022). Se trata de un enfoque no paramétrico que da lugar a una función escalonada, en la que hay un paso hacia abajo cada vez que se produce un evento. Los datos incluyen individuos censurados ($n = 28$) y mortalidades ($n = 17$). Los individuos censurados corresponden a individuos que dejaron de transmitir, perdieron su marca o siguen transmitiendo (es decir, un individuo que sigue vivo al final del periodo de estudio).

20.2.3 Resultados

Un total de dieciséis individuos dejaron de transmitir, ya sea por un fallo del transmisor o por el fin de la vida natural de la batería, un individuo perdió el transmisor y 11 seguían transmitiendo hasta el 1 de agosto de 2022. Los 17 individuos restantes corresponden a eventos de mortalidad que pertenecían a machos de sisón. En cuanto a las dos hembras rastreadas, una seguía transmitiendo y la otra dejó de hacerlo en septiembre de 2020.

La depredación fue, con diferencia, la causa más frecuente de mortalidad ($n = 14$, 82,4%), seguida de la colisión con tendidos eléctricos ($n = 2$, 11,8%) y la caza ilegal ($n = 1$, 5,9%; Figura 20.2). De los 14 eventos de depredación, 11 fueron depredación por aves de presa y los restantes fueron indeterminados, lo que significa que no fue posible identificar si el depredador era un ave o un mamífero. Un evento de depredación se asoció al águila perdicera (*Aquila fasciata*), otro al águila imperial ibérica (*Aquila adalberti*) y otro al búho real euroasiático (*Bubo bubo*). Conociendo los hábitos de alimentación de estas especies, es de esperar que la depredación por parte de las dos águilas se produjera durante el día, mientras que la depredación por parte del búho real euroasiático ocurrió durante la noche.

Considerando los 11 eventos de depredación por parte de las aves de presa, siete ocurrieron durante el día, uno durante la noche y los tres restantes fueron indeterminados (Figura 20.3).

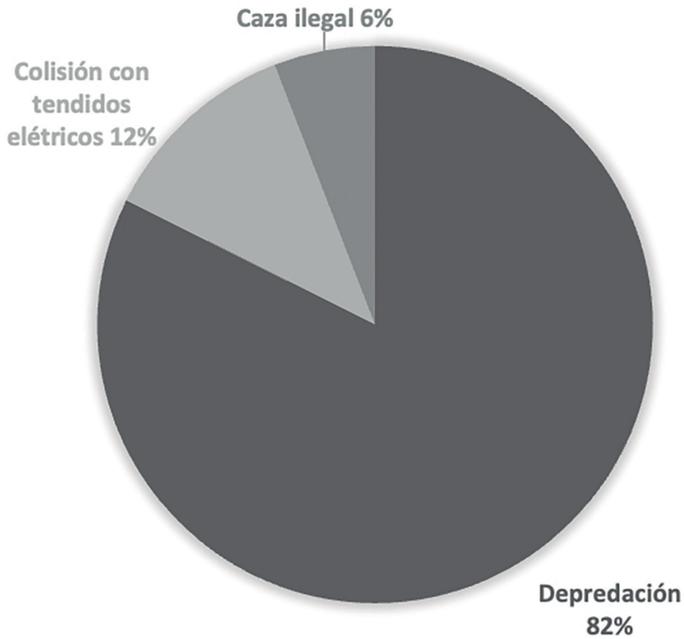


Figura 20.2. Causas de mortalidad (en porcentaje) basado en 17 eventos de mortalidad de sisón común (*Tetrax tetrax*) (2014-2022): depredación, colisión con tendidos eléctricos y caza ilegal.

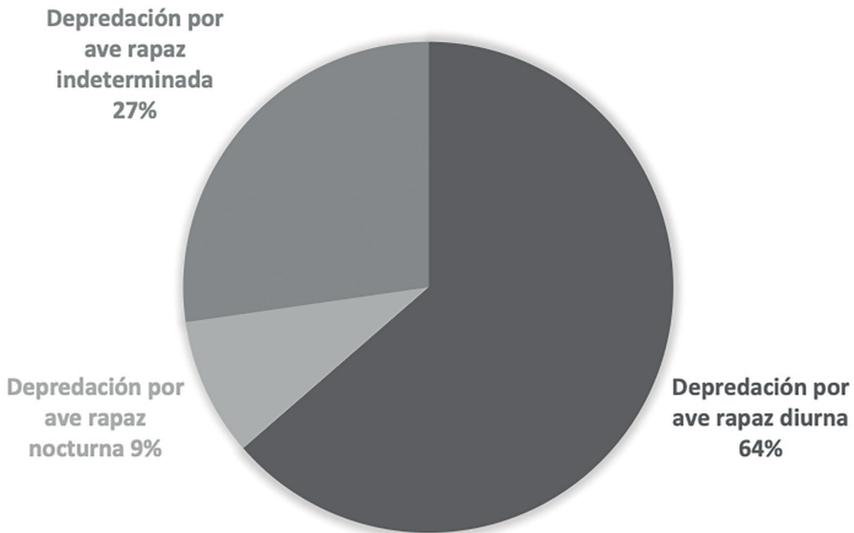


Figura 20.3. Eventos de depredación por rapaces diurnas, nocturnas e indeterminadas ($n = 11$).

Los eventos de mortalidad variaron a lo largo de los años, siendo el más alto en 2015 con cinco eventos de mortalidad (Figura 20.4a). A lo largo del año, también hubo una fluctuación en la mortalidad, siendo la época postreproductiva de verano la que presenta un mayor número de registros, especialmente agosto. Es importante señalar que las variaciones observadas están condicionadas por el número de aves rastreadas cada año y mes.

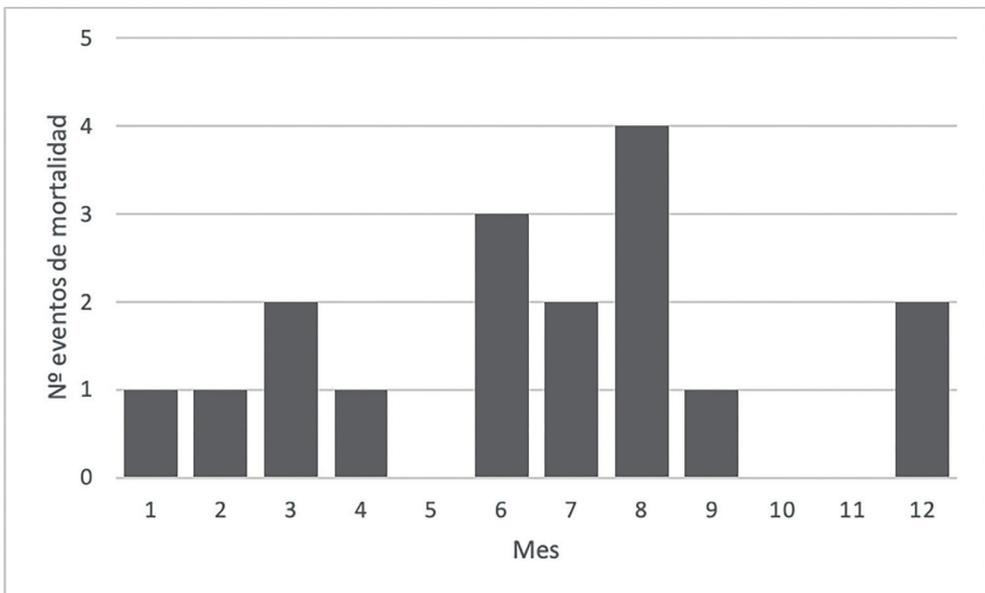
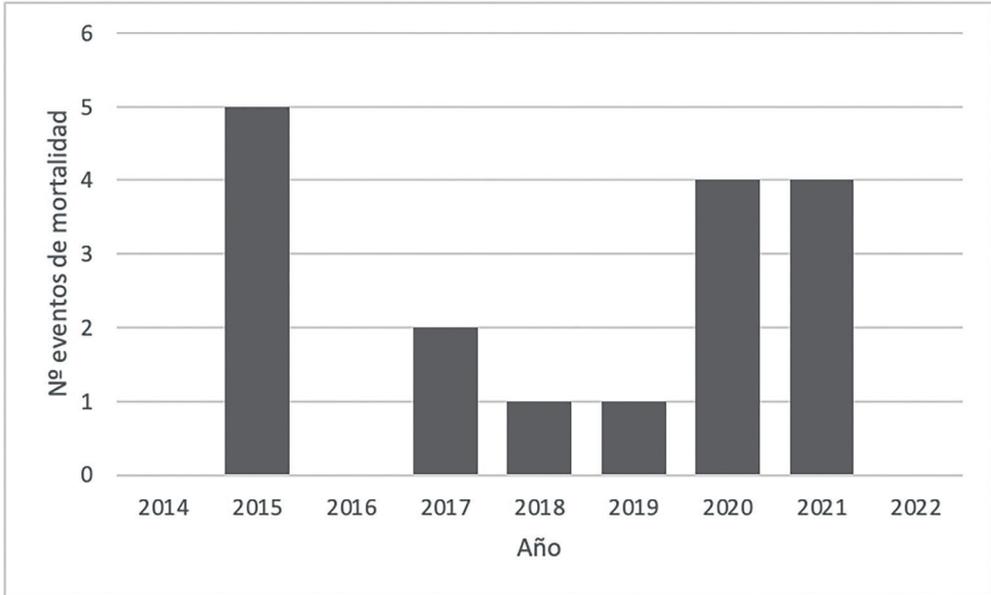


Figura 20.4. Número de eventos de mortalidad para cada a) año y b) mes, desde abril de 2014 hasta agosto de 2022 ($n = 17$).

La tasa global de supervivencia anual se estimó en un 68,9% (IC inferior del 95% = 54,2; IC superior del 95% = 87,5 %) y la mediana del tiempo de supervivencia (es decir, el tiempo correspondiente a una probabilidad de supervivencia de 0,5) es de 622 días (Figura 20.5). Un estudio reciente basado en 151 sisonos en la Península Ibérica capturados entre 2001 y 2013 encontró una tasa de supervivencia anual similar del 67 % con 82 eventos de mortalidad identificados (Marcelino *et al.*, 2018).

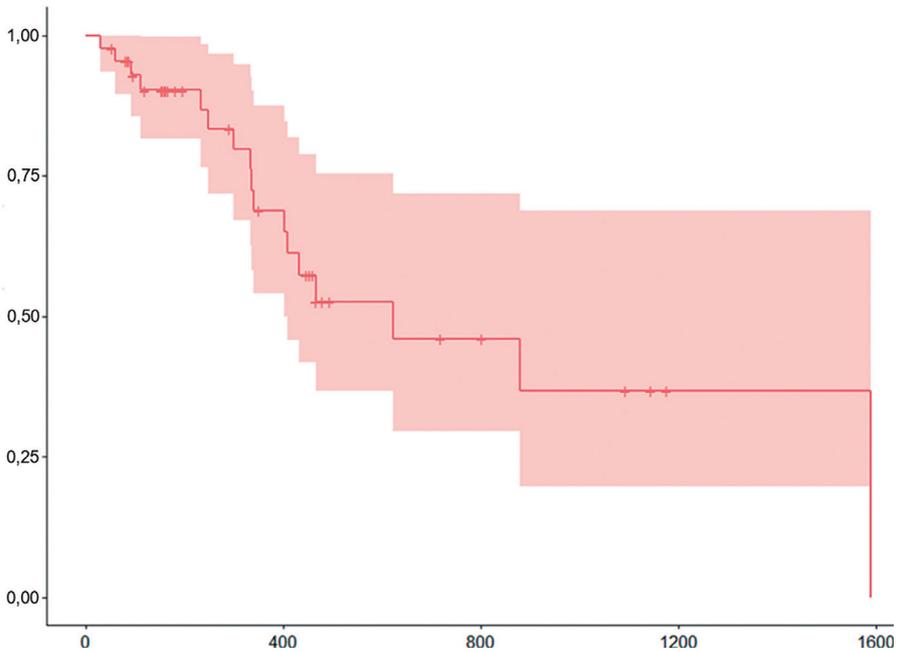


Figura 20.5. Curva de supervivencia de Kaplan-Meier para 45 sisonos con 17 eventos de mortalidad. El tiempo se muestra en días.

En el oeste de Francia, entre 1979 y 1996, la población de sisonos disminuyó en un 92% y la tasa de supervivencia anual fue sólo ligeramente superior a la aquí presentada (estimada en un 68-72%; Inchausti y Bretagnolle, 2005). Otros Otíridos euroasiáticos vulnerables que tienen poblaciones estables o en aumento tienen tasas de supervivencia anual más altas, como la Avutarda (*Otis tarda*) con un 90% (Palacín *et al.*, 2017) y la Hubara africana (*Chlamydotis undulata*) con un 75-86% en zonas no cinegéticas (Hardouin *et al.*, 2015). Teniendo en cuenta que una productividad de apenas 0,21 pollos/hembra y un sex ratio de aproximadamente 0,51 hembras para cada macho (véase “17. Biología de la reproducción en Extremadura”), la tasa de supervivencia anual global de la población, combinando juveniles y adultos, es muy probablemente menor que el 68,9% estimado.

La depredación se identificó como la causa más importante de mortalidad de sisonos en Extremadura, causando una tasa de mortalidad anual estimada del 33,1%. Este valor fue muy superior al calculado para la península Ibérica, que sólo alcanzó el 7,7-8,7% (Marcelino *et al.*, 2018). Una posible razón podría ser la causa indeterminada de muerte de varios eventos de mortalidad en el estudio ibérico (el 57% de los eventos de mortalidad se consideraron indeterminados). Otras hipótesis pueden ayudar a explicar este nivel de mortalidad “natural”:

- 1. Cambio climático:** el aumento de la sequía y de las olas de calor requiere mayores niveles de gasto energético para hacer frente al calor excesivo desde el punto de vista metabólico, mientras que desde el punto de vista del comportamiento limitará la ventana de tiempo de las aves para forrajear y, en consecuencia, reducirá su estado físico (Silva *et al.*, 2015). Además, en años de sequía, con reducción de la producción primaria y al mantener la misma carga ganadera, el hábitat para el sisón tiende a degradarse en cuanto a la disponibilidad trófica y la capacidad de proporcionar cobertura.
- 2. Hábitats degradados:** se han encontrado muchas aves depredadas en hábitats que carecen de una estructura de vegetación que pueda proporcionar una cobertura adecuada frente a los depredadores. Esto está relacionado con la transformación del hábitat, la degradación debida al sobrepastoreo o la falta de barbechos, principalmente los barbechos de primer año, que son rastrojos, hábitat de conocida preferencia para la especie (Silva *et al.*, 2014). La degradación del hábitat también puede traducirse en la falta de recursos tróficos;
- 3. Excesiva depredación:** muchas especies de depredadores, como las aves rapaces, han ido ampliando su área de distribución y aumentando su número de población en toda la península Ibérica, incluso en los hábitats esteparios (Molina *et al.*, 2022). Aunque no hay pruebas claras de ello, debería prestarse especial atención a este tema en el futuro.

El escaso tamaño de la muestra de eventos de mortalidad registrados por colisión con líneas eléctricas y caza ilegal no permitió calcular las tasas de mortalidad antropogénica específicas. Sin embargo, atendiendo a los eventos de mortalidad observados, el porcentaje de los vinculados a causas antropogénicas sumó un 18%, lo cual está muy por arriba de la tasa de mortalidad antropogénica estimada para la península Ibérica (7-7,4%; Marcelino *et al.*, 2018). Se trata de una de las mayores tasas de mortalidad por colisión con líneas eléctricas registradas para una especie. Varios estudios han demostrado que la colisión con los tendidos eléctricos es la principal fuente de mortalidad antropogénica del sisón (Silva *et al.*, 2010; Marques *et al.*, 2021). De hecho, la colisión con las líneas eléctricas parece ser un problema grave para el grupo de aves de las avutardas (Silva *et al.*, 2022a). Sólo un caso de mortalidad se relacionó con la matanza ilegal. En la península Ibérica, la tasa de mortalidad anual causada por la caza ilegal se estimó en 2,4-3% (Marcelino *et al.*, 2018). Un estudio realizado en el centro-oeste de Francia demostró que la caza menor alteraba la distribución espacial y el comportamiento de los bandos pre-migratorios de sisón (Casas *et al.*, 2009). La caza ilegal se ha identificado como una importante amenaza para la especie, pero nunca se ha cuantificado (Iñigo y Barov, 2010).

Un análisis más completo de la demografía del sisón en Extremadura sería útil para comprender las implicaciones de esta baja tasa de supervivencia anual. Sin embargo, estos resultados que de baja tasa de supervivencia anual están probablemente muy relacionados con el importante declive de las poblaciones de sisón observado en la última década. Los futuros trabajos de seguimiento son esenciales de modo a aumentar la actual base de datos de eventos de mortalidad. Toda esta información ayudará a identificar patrones temporales y ambientales asociados a la supervivencia del sisón en la región de Extremadura.

20.3. PRINCIPALES AMENAZAS EN EXTREMADURA

A la vista de los resultados presentados a lo largo de la monografía, desde el Capítulo 15 “*Tendencias de la población y el hábitat*” hasta el Capítulo 19 “*Cambio climático*”, se presenta un resumen de las principales amenazas para la población de sisón en Extremadura (Tabla 20.3).

PRINCIPAL AMENAZA	AMENAZA	CONSECUENCIAS	IMPACTO	REFERENCIAS	IMPORTANCIA
Cambio de uso del suelo	Pastoreo de ganado especializado, en particular el ganado vacuno	Sobrepastoreo y pisoteo	Reducción de la altura y la estructura de la vegetación, con una mayor exposición a la depredación, destrucción de los nidos, reducción de la productividad y de los recursos alimenticios y de refugio	Silva <i>et al.</i> , 2018	Crítica
		Aumento de las necesidades de forraje/forraje	Mayor exposición a la destrucción de nidos y a la mortalidad de las hembras debido a la siega más temprana; menor productividad y aumento del riesgo de mortalidad; proporción de sexos sesgada	Faria <i>et al.</i> , 2016	Crítica
	Intensificación del cultivo tradicional de cereales	Barbechos de corta duración	Menores densidades de cría debido a la reducción del hábitat de cría y a la estabilidad del mismo	Traba y Morales, 2019; Silva <i>et al.</i> , 2022b	Crítica
		Arado de barbechos durante la nidificación	Destrucción del hábitat de nidificación, destrucción de los nidos, destrucción del hábitat de <i>display</i> para los machos, reducción de los recursos alimenticios durante la época de reproducción	Silva <i>et al.</i> , 2022b	Crítica
		Aumento del uso de productos agroquímicos	Puede repercutir en la productividad debido a la menor disponibilidad de alimentos. Posible reducción de la aptitud a la toxicidad de los agroquímicos	Matson <i>et al.</i> , 1997; Silva <i>et al.</i> , 2022b	Desconocido
	Cambio a cultivos permanentes	Conversión a olivares, almendros y viñedos	Pérdida total del hábitat, fragmentación del hábitat	Silva <i>et al.</i> , 2022b; Capítulo 15	Crítica

Tabla 20.3. Resumen de las principales amenazas para el sisón común (*Tetrax tetrax*) en la región de Extremadura (en el Capítulo 22 “*Medidas de gestión*” se profundiza en el tema). Las amenazas están organizadas en las principales amenazas y se presentan brevemente sus consecuencias e impactos. La importancia de cada amenaza se ha estimado en base a la opinión de los expertos.

	Mantenimiento de la carga ganadera en años de sequía con menos biomasa vegetativa	Sobrepastoreo	Pérdida o degradación del hábitat, siendo particularmente preocupante el impacto en el hábitat reproductor, que puede comprometer el éxito reproductivo.	Silva et al. 2022b; Capítulo 19	Crítica
El cambio climático	Aumento de las temperaturas	Aumento de las temperaturas medias y extremas	Reducción de la aptitud física debido a una ventana de tiempo de actividad limitada para forrajear	Silva et al., 2015; Gudka et al., 2019; Capítulo 19	Alta
			Reducción del éxito reproductor, debido al período de tiempo limitado para criar	Silva et al., 2015; Gudka et al., 2019; Capítulo 19	Alta
	Aumento de la aridez	Aumento de los eventos de aridez media y extrema	Ventana de tiempo reducida para la cría	Capítulo 19	Alta
Infraestructuras lineales	Ampliación de la red eléctrica	Aumento del número y la extensión de las líneas eléctricas	Eventos de mortalidad por colisión con tendidos eléctricos aéreos/supervivencia reducida	Marcelino et al., 2017; Silva et al., 2022a; Capítulo 20	Alta
			Pérdida de hábitat por evitación de la infraestructura	Silva et al., 2010	Medio
	Ampliación de la red de carreteras	Aumento del número y la extensión de las carreteras	Pérdida de hábitat por efecto de la evitación	Reviewed in Silva et al., 2022B	Medio
			Eventos de mortalidad causados por la muerte en la carretera/reducción de la supervivencia	Silva et al., 2022b	Bajo
Caza ilegal	Reducción de la supervivencia	Mortalidad no natural	Eventos de mortalidad/reducción de la supervivencia	Marcelino et al., 2018; Capítulo 20	Bajo/Medio
Parques solares	Instalación de parques solares en zonas esteparias	Pérdida de hábitat	Pérdida de hábitat sobre todo en las zonas de cría	Serrano et al., 2020; Silva et al., 2022b	Medio
		Líneas eléctricas	Ampliación de la red con nuevas líneas eléctricas para conectar con los parques solares	Silva et al., 2022a, 2022b	Medio
Depredación excesiva	Reducción de la supervivencia	Aumento de la mortalidad natural	Reducción de la supervivencia	Marcelino et al., 2018; Capítulo 20	Alta

Tabla 20.3 (Contin.). Resumen de las principales amenazas para el sisón común (*Tetrax tetrax*) en la región de Extremadura (en el Capítulo 22 “Medidas de gestión” se profundiza en el tema). Las amenazas están organizadas en las principales amenazas y se presentan brevemente sus consecuencias e impactos. La importancia de cada amenaza se ha estimado en base a la opinión de los expertos.

20.4. MEDIDAS Y PLANES DE GESTIÓN EN EXTREMADURA

En Extremadura el sisón común está catalogado como “En Peligro de Extinción” desde el año 2015, sin embargo, carece de planes de conservación específico, por su estrecha relación con las zonas agrícolas, a pesar de ser una las áreas históricamente más importantes para la especie y el actual decrecimiento poblacional que viene sufriendo en el territorio. Sin embargo, el sisón ha sido a lo largo de las últimas décadas objeto de estudio de entidades como la Junta de Extremadura, la Universidad de Extremadura, el Biopolis-CIBIO, Universidad de Oporto, Universidad de Lisboa, Universidad Autónoma de Madrid, etc., permitiendo conocer muchos de los aspectos biológicos de la especie, así como un mayor conocimiento de los factores que los condicionan. Prueba de ello, son los trabajos sobre su ecología que se han dirigido desde la Junta de Extremadura durante los últimos años en toda la región, así como su aportación en censos nacionales (García de la Morena, *et. al*, 2006 y 2018). Gracias a estos esfuerzos continuados podemos ahora publicar esta monografía con información sobre su ecología básica y como le afecta el cambio climático, a la vez que se ha podido estimar la tendencia poblacional a lo largo del tiempo en la región.

Por otro lado, el sisón se ha visto beneficiado, aunque de forma indirecta, por diversos informes y planes de gestión de áreas protegidas en Extremadura. A modo de ejemplo, señalar el Plan de Gestión de la ZEPA “Llanos y Complejo Lagunar de La Albuera”, el Plan de Gestión de la ZEPA-ZEC “Llanos de Alcántara y Brozas” o el futuro “Plan Territorial de La Campiña”, CN3044/16/INA (4500/16), a través de los cuales se pretende entre otros propósitos, la protección de especies de aves presenten en el Anexo I de la Directiva Aves (2009/147/CE), así como las incluidas en el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Extremadura (Decreto 37/2001), siendo nuestra especie en estudio uno de los principales objetivos a proteger. Además, se han desarrollado en la región proyectos europeos para la conservación de los hábitats esteparios y las especies que lo habitan, donde nuevamente el sisón se presenta como una de las especies de mayor interés. Un caso concreto es el LIFE “Gestión de la ZEPA-LIC La Serena y Sierras periféricas” (LIFE 00 NAT/E/7348), desarrollado por la Consejería de Agricultura y Medio Ambiente de la Junta de Extremadura en julio de 2001 y hasta 2005. De igual modo, fruto de algunos de los proyectos con financiación comunitaria y medidas compensatorias de proyectos de infraestructuras, existen 3 fincas dedicadas a la conservación de las aves esteparias, dos en los Llanos de Cáceres y una en los Llanos de Brozas, especialmente para la avutarda y sisón. Igualmente, desde el año 2018, con la financiación de medidas compensatorias de proyectos de energías renovables se están desarrollando numerosas medidas de conservación del sisón, como la custodia del territorio en varias fincas en los Llanos de la Albuera, la Serena, Campiña Sur o Llanos de Cáceres, siendo estas hoy día algunas de las áreas más importantes para la especie, tanto en invierno como en período reproductor.

Por otro lado, desde el año 2020, SEO-BirdLife, desarrolla de forma coordinada con la Junta de Extremadura y financiada por la Fundación Iberdrola, una campaña específica de conservación de la avutarda y sisón, consistente en la localización de las principales áreas de reproducción, y la gestión con los propietarios de medidas de choque frente a daños en la henificación o cosecha del cereal, firmando acuerdos específicos de custodia del territorio con los agricultores cuando hay riesgo para nidos o pollos por las actividades agrícolas, o acuerdos de no pastoreo en los *leks* y áreas de cría. Igualmen-

te se han establecido acuerdos de custodia del territorio en numerosas reservas para avutarda y sisón, en entorno de proyectos fotovoltaicos, donde la única gestión que se realiza está orientada a la conservación de la avutarda y el sisón. Estas medidas están coordinadas con asociaciones agrarias como ASAJA, en el marco del proyecto LIFE Agroestepas Ibéricas. Este proyecto tiene como objetivo ofrecer a la Administración un modelo consensuado de buenas prácticas en ambientes agroesteparios para integrarlo en las políticas de agricultura y desarrollo rural, haciendo compatible la gestión agraria con la biodiversidad de estas áreas. Además, con ello se busca encontrar enfoques agrarios sostenibles para la conservación de especies y hábitats agroesteparios en la Red Natura 2000, demostrando que agricultores, ganaderos y conservacionistas pueden trabajar juntos por el futuro de estos sistemas productivos y las aves protegidas que habitan en ellos, sus últimos refugios en Europa.

El proyecto está coordinado por SEO/BirdLife y cofinanciado por la Unión Europea a través del programa LIFE Naturaleza. Cuenta como socios beneficiarios con la Asociación Agraria de Jóvenes Agricultores (ASAJA), la Junta de Extremadura a través de la Dirección General de Sostenibilidad y la Dirección General de Agricultura y Ganadería, el Centro de Investigaciones Científicas y Tecnológicas de Extremadura (CICYTEX), el Centro de Investigação em Biodiversidade e Recursos Genéticos (CIBIO) de la Universidad de Oporto, la Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves (SPEA) y a la Liga para a Protecção da Natureza (LPN).

Un elemento clave es la colaboración de los agricultores y ganaderos de las áreas protegidas donde se encuentran los últimos refugios de las aves agroesteparias, pues están manteniendo con dificultad modelos agrarios sostenibles con la biodiversidad que deben ser apoyados y mantenidos como buenas prácticas, de alto valor para la conservación de la biodiversidad. En el marco del proyecto se definirán estas actuaciones y se establecerán compromisos para evitar labores en zonas con nidos, reducir la aplicación de fertilizantes y mantener una superficie suficiente de barbechos.

Hasta el momento, se ha llevado a cabo una exhaustiva recopilación de información precisa y actualizada sobre la distribución y abundancia de las especies objetivo del proyecto. Se ha realizado durante las anualidades de 2022 y 2023 un seguimiento poblacional en época reproductora de sisón común (*Tetrax tetrax*) y avutarda euroasiática (*Otis tarda*) en cada uno de los espacios de la Red Natura 2000 seleccionados. Mediante una recopilación previa de los datos existentes publicados en los censos nacionales, se establecieron los valores de referencia para definir las tendencias poblacionales en cada una de las ZEPA esteparias de Extremadura. Las metodologías utilizadas siguieron los métodos de estudio específicos previamente establecidos para el seguimiento de estas especies en las monografías publicadas por SEO/BirdLife, para sisón común (García de la Morena *et al.*, 2018) y para avutarda (Alonso *et al.*, 2005), incorporando y analizando también resultados de esfuerzos de censo realizados por la Junta de Extremadura sobre dichas especies en el periodo de referencia y con metodologías comparables.

Finalmente, la Junta de Extremadura está desarrollando un programa de marcado de diversos ejemplares con GPS, financiado con fondos por la compensación de impactos residuales de proyectos de energías renovables, con objetivo de conocer su ecología

básica, su respuesta al cambio climático, causas de mortalidad, idoneidad del hábitat, áreas críticas durante el período reproductor, y el diseño de áreas con gestión agro-ganadera favorable, esfuerzo que está dando como resultado una información muy valiosa en estudios tanto de selección hábitat como de movimientos de la especie en la región, sirviendo para poner los pilares de su conservación, y que se ha traducido ya en más de 3.000 has de reserva, en las cuales, la conservación de la especie es el objetivo principal de su gestión, y donde el sisón actúa como especie paraguas, dando cobertura de conservación a otras especies de aves agrarias amenazadas.

21. EVALUACIÓN DEL ESTATUS DE CONSERVACIÓN REGIONAL

Conocer el estado actual de conservación de una especie es realmente importante, ya que permite aplicar las medidas pertinentes y correctas para el mantenimiento y aumento de sus poblaciones. Para ello, el sistema utilizado globalmente es el propuesto por las Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN. Desde su creación hasta 1994, las categorías se asignaban de manera subjetiva. A partir de este momento, 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).

En la actualidad el sisón común se encuentra catalogada como “Sensible a la alteración de su hábitat” según el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Extremadura regulado por el Decreto 37/2001, de 6 de marzo y actualizado por el Decreto 78/2018, de 5 de junio sin cambios para la especie.

La evaluación del estatus de conservación del sisón común 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 21.1) y a las respectivas “Directrices de Uso de las Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN. Versión 14” (Comité de Estándares y Peticiones de la UICN, 2019). El análisis cuantitativo (criterio E), dado que la información que se poseía no era suficiente y siguiendo las recomendaciones de BirdLife International (2000), no se ha tenido en cuenta.

Una vez se ha obtenido 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 21.1).

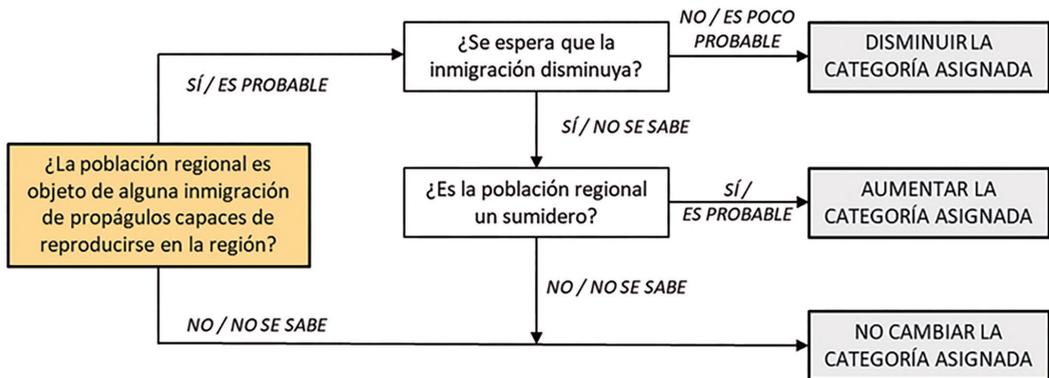


Figura 21.1. Esquema conceptual para ajustar a una evaluación regional la categoría preliminar obtenida según los criterios de la UICN para una población reproductora. Fuente: UICN (2012b).

Atendiendo a los criterios de evaluación propuestos por la IUCN (Tabla 21.1):

- **Criterio A:** La población de sisón en los últimos 10 años ha experimentado un descenso poblacional sobre la población reproductora (machos) del 56,5% (García de la Morena et al., 2018). Esta cifra podría ser aún mayor si se tuviera en cuenta el descenso de hembras, puesto que estas sufren una mayor mortalidad que los machos (Inchausti y Bretagnolle, 2005; Íñigo y Barov, 2010; Silva et al., 2022). Por ello, y en base al subcriterio A2 puesto que las causas de la reducción pueden no haber cesado y la calidad del hábitat ha empeorado drásticamente, la población regional de sisón común se consideraría “En Peligro” (EN [A2abc]).
- **Criterio B:** Debido a la distribución repartida de la especie en la región, tanto el área de presencia (E00) como el área de ocupación (A00) no se aproximan a los umbrales mínimos establecidos por dicho criterio, quedando este no aplicado sobre la especie.
- **Criterio C:** La población presenta un tamaño 6.222 individuos maduros (4.667 machos y 1.555 hembras aprox.; <10.000), motivo por el cual podría catalogarse como en “Vulnerable” (VU [C1]).
- **Criterio D:** La población reproductora se compone de unos 6.000 ejemplares, por tanto, en este caso el Criterio D (mínimo < 1.000 ejemplares) no es aplicable en Extremadura.
- **Criterio E:** No aplicable debido a la falta de información, según la recomendación de BirdLife International (2000).

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 periodo 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.	Con base en y especificando cualquiera de los siguientes puntos:		(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 periodo 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 maduros 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 21.1. Resumen de los criterios para la evaluación de especies de la IUCN. Fuente: IUCN (2012a).

Teniendo en cuenta los resultados obtenidos para los distintos criterios y utilizado aquellos en los cuales la especie se ve más amenazada, el sisón común en la Extremadura se cataloga como "En Peligro" EN [A2abc].

En cuanto al ajuste regional, esta población no se considera aislada, es decir, se conoce un intercambio continuo de ejemplares con otras poblaciones a nivel nacional, pero sí se estima que esta inmigración disminuya, debido al descenso poblacional de los territorios vecinos (Figura 21.1). A pesar de ello, y debido a la situación en la que se encuentra tanto la población extremeña como las poblaciones vecinas (García de la Morena *et al*, 2018; ver "4.2. Población y tendencia ibérica"), todo el conjunto poblacional ibérico podría considerarse como un conjunto de metapoblaciones sumidero, permitiendo según el esquema conceptual facilitado por la IUCN (Figura 21.1) aumentar la categoría asignada, catalogando así finalmente al sisón común en Extremadura como una especie en "Peligro Crítico" (CR) (Tabla 21.2).

CRITERIO IUCN	JUSTIFICACIÓN
A. Reducción del tamaño poblacional.	Población reducida en comparación con estimas anteriores (56,5%) → En Peligro EN [A2abc]
B. Distribución geográfica representada como extensión de presencia (B1) Y/O área de ocupación (B2)	Resultado inferior al criterio A.
C. Pequeño tamaño de la población y disminución.	N.º de individuos en 2016: 6.222 Con más de un 10% de disminución poblacional en los últimos 10 años
D. Población muy pequeña o restringida.	N.º de individuos de la población en 2016: 6.222 Al tener ≥ 1.000 ejemplares maduros no se aplica este criterio
E. Análisis Cuantitativo	No aplicable. Falta de información
Ajuste regional	Se espera una disminución de inmigración debido a la situación de las poblaciones vecinas, las cuales pueden ser consideradas en todo su conjunto, como una población sumidero → No se cambia de categoría asignada. → En Peligro Crítico CR [A2abc]

Tabla 21.2. Resumen de la justificación para la aplicación de los criterios de la Lista Roja de la UICN para establecer la categoría de amenazada del sisón común en Extremadura.

22. MEDIDAS DE GESTIÓN E INVESTIGACIÓN

Las poblaciones de sisón en la región de Extremadura han sufrido un importante descenso en las últimas dos décadas (ver Capítulo 15 "Tendencias de la población y el hábitat"). Se han identificado varios factores como posibles impulsores de esta disminución, siendo el cambio de uso del suelo durante la temporada de reproducción el factor

más determinante en la pérdida de densidad de sisonos (ver Capítulo 20 “Amenazas para el sisón en Extremadura”). Tanto la intensificación de los sistemas de rotación de cereales a largo plazo como la conversión completa de la agricultura cerealista tradicional a usos alternativos del suelo (los cultivos permanentes o el pastoreo especializado), han transformado los paisajes extremeños, haciéndolos menos adecuados para albergar al sisón durante su ciclo anual.

En este capítulo se presentan las directrices para la gestión del sisón en Extremadura, así como las áreas prioritarias de investigación. El primer apartado se centra en las prioridades de gestión a partir de las principales amenazas previamente identificadas como las más importantes para la especie en esta región (ver 20.3 “Principales amenazas en Extremadura”). Además, en este apartado también se han tenido en cuenta las directrices proporcionadas en la *Estrategia de Conservación de Aves Amenazadas Ligadas a Medios Agro-Esteparios de España* (MITECO, 2022). Esta estrategia establece criterios y directrices para la conservación de las aves esteparias y aquellas aves ligadas a medios agrícolas que presentan un estado de conservación desfavorable en España. El sisón es una de las siete especies identificadas y este trabajo se ha centrado en todas las zonas con presencia conocida de la especie y también en zonas con potencial para su ocurrencia a lo largo del ciclo anual de la especie.

Además de la protección legal, se han llevado a cabo otras acciones para la conservación del sisón, como la restauración del hábitat y el seguimiento de la población, pero estudios recientes siguen mostrando una grave tendencia negativa de descenso de la población (ver 15. “Tendencias de la población y el hábitat”). Esto sugiere que la política agrícola no ha favorecido su conservación y que las acciones de gestión han sido insuficientes para revertir esta tendencia de declive. Dado el estatus de conservación de “En Peligro” y el nivel de declive observado, es necesario implementar un plan de conservación para la especie con urgencia.

En el segundo apartado se identifican las principales prioridades de investigación que contribuyen a una estrategia de conservación a largo plazo, destinada a garantizar la preservación de las poblaciones de la especie. Esta visión más amplia e integradora no sólo se centra en la región de Extremadura, sino que también considera otras áreas igualmente importantes para el sisón durante todo su ciclo anual.

22.1. MEDIDAS DE GESTIÓN

A continuación, identificamos prioridades de gestión que tienen como objetivo mantener o incrementar la población del sisón en Extremadura, concretamente se pretende:

- Mantener la distribución actual del sisón y evitar extinciones locales.
- Aumentar la productividad de las poblaciones reproductoras.

Estos objetivos dependerán principalmente de:

- La reducción de la mortalidad no natural, principalmente al disminuir significativamente el riesgo de colisión con líneas eléctricas, ya sean de distribución o de transporte, a través de una planificación cuidadosa de nuevas líneas y la corrección de trazados conflictivos existentes.
- El aumento de la supervivencia de hembras y juveniles mediante la gestión del hábitat de reproducción para garantizar hábitats adecuados y resilientes al cambio climático para la nidificación y abundancia de alimento en forma de insectos para la cría de los pollos.
- El mantenimiento de hábitats esteparios y similares con una estructura de vegetación diversa en toda el área de distribución. Las áreas esteparias relevantes para la especie a lo largo del ciclo anual deben protegerse como hábitat prioritario y debe evitarse su conversión a otros usos del suelo (cultivos permanentes, desarrollo de infraestructuras, forestación).

Además de la necesidad de promover hábitats adecuados para la especie a lo largo del ciclo anual dentro y fuera de las ZEPAs, principalmente en las áreas identificadas como las más importantes, es crucial salvaguardar áreas críticamente importantes para la reproducción. Para este efecto, en las áreas de mayor densidad reproductora, proponemos la designación de *Áreas críticas* para la reproducción de la especie, que serían objeto de inversión en gestión a largo plazo, asegurando la estabilidad del hábitat a escala de la parcela, fundamental para mantener las poblaciones, dado que son altamente filopátricas. Sin embargo, no deja de ser esencial proporcionar hábitat reproductor de calidad en las demás áreas donde se reproduce, incluso si es en baja densidad. De la misma forma, es fundamental mantener las campañas de salvamento y proteger los nidos de intervenciones agrícolas precoces, para salvaguardar el éxito reproductivo. Una buena gestión del hábitat aumenta la resiliencia de las poblaciones al cambio climático.

Las prioridades para la protección legal deberían incluir lo siguiente:

1. Mantener la actual red de ZEPAS clasificadas, promoviendo/gestionando el hábitat estepario en estos lugares.
2. Considerar la clasificación de otras áreas esteparias con importantes poblaciones reproductoras como la ampliación de la Campiña Sur y los Llanos de Belén.
3. Desarrollar e implementar un plan de acción regional para el sisón que identifique *Áreas Críticas* y *Áreas de Importancia* para la especie en Extremadura, tanto dentro como fuera de ZEPAS, y que defina las acciones de gestión a realizar.
4. Evitar la transformación del hábitat en cultivos permanentes, forestaciones, matorrales o usos industriales del suelo en áreas de importancia para la conservación.

La **gestión del hábitat** debe centrarse y, si es posible, ser incorporada en esquemas agroambientales con las siguientes medidas:

5. Mantener un hábitat de cría estable (es decir, barbechos o pastos extensivos) en la mayor extensión posible y dentro de las mismas zonas entre años, con una estructura de vegetación adecuada y garantizar la ausencia de ganado durante toda la temporada de cría (del 15 de marzo al 15 de julio). Esto es beneficioso para su sistema de cría en *lekking* y para la aparición de sisones en altas densidades de cría (Silva *et al.*, 2017).
6. El mosaico creado por la rotación tradicional de grandes áreas de cereal es esencial para garantizar la idoneidad del hábitat a lo largo de todo el ciclo anual, no sólo para el sisón sino también para la comunidad de aves esteparias (por ejemplo, Suárez *et al.*, 1997; Delgado y Moreira, 2000). Las rotaciones deben ser largas, preferiblemente con un mínimo de 3 años.
7. El barbecho no debe ser arado durante la época de cría, y específicamente durante la etapa crítica de nidificación entre el 15 de abril y el 30 de junio.
8. El hábitat del sisón en otoño e invierno depende en gran medida de los barbechos y los rastrojos (Silva *et al.*, 2004; Faria y Silva, 2008). Como orientación general de gestión, los rastrojos deben mantenerse durante las épocas no reproductivas y garantizar una altura mínima de 30 cm. No se debe pastorear una parte de los rastrojos durante el verano y el invierno.
9. Dar preferencia a parcelas de barbecho o pastoreo más grandes, lo que aumenta la probabilidad de que los machos de sisón alcancen densidades más altas y de que las hembras nidificantes estén presentes (Silva *et al.*, 2010, 2014). Los campos más grandes también favorecen la heterogeneidad de la vegetación, que es importante para garantizar un hábitat adecuado tanto para los machos reproductores como para las hembras nidificantes (Morales *et al.*, 2008; Silva *et al.*, 2010, 2014).
10. Antes de la época de cría, hasta el 15 de marzo, los barbechos y pastos extensivos deben tener una vegetación no superior a 15-20 cm. La altura de la vegetación puede ser manipulada por el pastoreo del ganado o cortada mecánicamente.
11. Las ovejas deben ser el ganado preferido en lugar de las vacas; se ha demostrado en numerosos estudios que cuando las ovejas fueron sustituidas por el ganado vacuno se produjo una disminución en el número de sisones (Marques *et al.*, 2021; Capítulo 20). Las zonas pastoreadas por ovejas están relacionadas con hábitats buenos para la reproducción del sisón (Traba y Pérez-Granados, 2022). Las densidades pueden variar según las características del suelo y el clima, pero la carga ganadera extensiva debe mantenerse baja.
12. En áreas postreproductoras e invernales, incentivar el cultivo de leguminosas (García de La Morena *et al.*, 2007), siendo la más significativa la alfalfa.

13. Promover en las zonas agrícolas y productivas un mínimo del 10% de las superficies retiradas en barbecho que no sean pastoreadas durante la época de cría.
14. Dentro de los pastos extensivos, garantizar una carga ganadera baja, y preferencialmente un sistema de pastoreo rotativo y salvaguardar uno o más campos que cubran un mínimo del 20% de la propiedad que no se pasten durante la temporada de cría.
15. Siempre que sea posible, debe fomentarse el uso de heno-silaje en lugar de heno, preferiblemente antes de 7 de abril, para evitar que las fechas de corte coincidan con las de nidificación de las hembras.
16. Los campos de heno deben evitarse en zonas de pastoreo dentro de áreas de conservación de importancia crítica, ya que representan un conflicto importante con la cría de la especie (Silva *et al.*, 2018).
17. Todos los trabajos agrícolas deben realizarse durante el día, desde el amanecer hasta el atardecer, para evitar accidentes con maquinaria agrícola.
18. Se requiere un manejo cuidadoso al utilizar agroquímicos y se recomiendan dosis mínimas particularmente en áreas de conservación importantes.
19. El uso de medidas de control de langostas solo debe considerarse como una medida excepcional y no debe interferir con áreas de conservación importantes.

La **planificación y gestión de infraestructuras** debe centrarse en:

20. Definición e implementación de un plan estratégico para disminuir los efectos de las líneas eléctricas sobre las aves esteparias, siguiendo las recomendaciones de Silva *et al.* (2022b). Dicho plan debería centrarse en la elaboración de un mapa de riesgo de colisión que permita ordenar nuevas líneas que eviten áreas con mayor susceptibilidad de causar accidentes por colisión e identificar las existentes que actualmente están causando más impacto y que deberían ser objeto de medidas de minimización.
21. Poner en marcha un plan de zonificación que especifique dónde no deben construirse nuevos proyectos de infraestructuras, como parcelas urbanas e industriales, carreteras, parques eólicos, parques solares y tendidos eléctricos (de acuerdo con la cartografía de riesgo de colisión a elaborar).
22. Retirar preferentemente o señalar alternativamente las alambradas en las áreas identificadas como "*Áreas Críticas*" y "*Áreas de Importancia*".

Otras acciones de gestión destinadas a **aumentar la supervivencia de la especie** son:

23. Aumentar la concienciación y la aplicación de la ley entre los guardas de caza y los cazadores, con el fin de reducir/eliminar la caza ilegal.
24. No se proponen medidas dirigidas a reducir la depredación del sisón, ya que es necesario estudiar mejor esta amenaza antes de proponer medidas específicas. Conocer en profundidad los efectos de la depredación sobre la especie es de vital importancia para aplicar nuevas medidas de gestión.

La Tabla 22.1 relaciona las principales amenazas identificadas en el Capítulo 20 con las prioridades de gestión identificadas en este capítulo.

PRINCIPAL AMENAZA	CONSECUENCIA	Nº MEDIDA DE GESTIÓN
Cambios de uso de suelo	Pastoreo de Ganado especializado	5, 6, 8, 9, 10, 11, 13, 14, 15, 16, 19
	Intensificación del cultivo tradicional	5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 18, 19
	Conversión a cultivos permanentes	4
Cambio climático	Mantenimiento de la carga ganadera en años de sequía	5, 6, 7
	Incremento de temperatura	5, 6, 7, 8, 9
	Incremento de la aridez	5, 6, 7, 8, 9
Infraestructuras lineares	Ampliación de la red eléctrica	20, 21
	Expansión de la red de carreteras	20
Captura/Caza ilegal	Reducción de la supervivencia	23
Parques solares	Instalación de huertos solares en zonas esteparias	20, 21
Depredación excesiva	Reducción de la supervivencia	24

Tabla 22.1. Relación de las principales amenazas identificadas en el Capítulo 20 “Amenazas para el sisón en Extremadura” con las medidas de gestión presentadas en este capítulo.

22.2. SEGUIMIENTO Y PRIORIDADES DE INVESTIGACIÓN

A la luz del conocimiento actual de la especie y de las principales amenazas en la región extremeña, se destacan 14 líneas prioritarias de seguimiento e investigación:

1. Distribución y abundancia

Conocimiento en profundidad de la distribución y abundancia de la especie en Extremadura mediante la realización de muestreos detallados en las zonas identificadas como de mayor idoneidad de hábitat.

Determinación de las áreas de veraneo e invernada fuera de Extremadura para establecer estrategias de conservación suprarregionales con las comunidades correspondientes.

Actualizar su distribución al menos a escala de cuadrícula UTM de 1 x 1 km y durante todo su ciclo anual.

2. Censos para evaluar la tendencia de la población

Se recomienda realizar prospecciones de la población utilizando el protocolo estándar de prospección nacional cada tres años.

3. Censos de las zonas clave para la especie

En las zonas de cría clave se deberían realizar muestreos completos y cartografías de los usos del suelo con una regularidad anual.

La metodología de censo debe ser mediante recorridos sistemáticos (recorridos en vehículo con paradas de observación) y mapeo de territorios (georreferenciación de los ejemplares). Además, se deben realizar muestreos específicos de hembras mediante batidas.

También es aconsejable hacer censos en las zonas de veraneo e invernada clave, donde se concentra la mayor parte de la población.

4. Identificación de zonas de importancia crítica para la conservación

Profundizar en el análisis de la distribución del sisón en Extremadura para identificar áreas de importancia crítica para su conservación a lo largo del ciclo anual (zonas de cría, veraneo e invernada, dentro y fuera de Extremadura). Específicamente para el período reproductivo, es importante identificar áreas críticas y de importancia, tanto dentro como fuera de las ZEPAs, que podrán servir de base para la estrategia de conservación del período reproductivo.

Establecer estrategias de conservación suprarregionales y coordinación con administraciones regionales de las otras comunidades autónomas donde los sisonos extremeños pasan parte del ciclo anual.

5. Identificar áreas de conectividad

Conocer la conectividad entre las áreas utilizadas a lo largo del ciclo anual, incluyendo la identificación de paradas o *stopovers* y zonas de paso de importancia para la especie durante los movimientos migratorios.

6. Elaborar un mapa de riesgo de colisión

Elaborar un mapa de riesgo de colisión para Extremadura con líneas eléctricas con el objetivo de (i) identificar las líneas eléctricas existentes que suponen un mayor peligro por colisión con el sison y (ii) las áreas donde las líneas eléctricas futuras representarían un mayor riesgo frente a esta amenaza a la hora de planificar nuevas líneas eléctricas.

7. Comprender la importancia de los microrrefugios climáticos

Comprender la importancia de los microrrefugios para la especie durante los meses más calurosos del año, coincidiendo con las épocas de reproducción y postreproducción. También, qué determina el uso de microrrefugios y entender cómo se puede gestionar el paisaje agrícola para favorecer su aparición.

8. Evaluar si la disponibilidad de alimento es un factor limitante

Caracterizar su dieta y entender si la disponibilidad de alimento es un factor limitante, especialmente durante la época de cría y para los pollos.

9. Ecología reproductora de las hembras

Comprender los movimientos de las hembras durante las fases de nidificación y cría de los polluelos y el momento de la migración. Cuáles son sus necesidades de hábitat y disponibilidad de recursos tróficos.

10. Controlar la proporción de sexos y la productividad

Poner en marcha un programa anual de seguimiento de aves marcadas durante la época no reproductora para monitorear y evaluar la proporción de sexos y determinar la productividad reproductora durante los meses de julio a septiembre.

11. Mortalidad

Evaluar la supervivencia anual de los sisones e identificar específicamente los factores de mortalidad de hembras y machos.

12. Depredación

Investigar si la depredación tiene un impacto significativo sobre la productividad anual y la supervivencia de los adultos. Las pruebas sobre su ecología espacial y la prevalencia de la depredación de adultos y nidos por parte de determinados depredadores son aspectos clave para conocer más a fondo este factor de mortalidad.

13. Validar los planes de gestión

Comprobar si los esquemas de gestión que se están aplicando en Extremadura en zonas de compensación son eficaces para favorecer las zonas de cría de la especie.

14. Dinámica poblacional

Llevar a cabo un análisis holístico de la viabilidad de la población con el objetivo de comprender cómo las principales amenazas, pero también los parámetros de reproducción, la proporción de sexos y la supervivencia de los adultos, pueden estar afectando a la población según diferentes escenarios.



Figura 22.1. Bando de sisones (*Tetrax tetrax*). Llanos de La Albuera-Valverde de Leganés (Badajoz).
Autor: José María Guzmán Bolaños.

III. BIBLIOGRAFÍA

AEMET, Im (2011) Iberian Climate Atlas: Air temperature and precipitation (1971-2000), Lisbon, Portugal y Madrid, Spain, Agencia Estatal de Meteorología. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Instituto de Meteorología de Portugal.

Alerstam, T. (2009). Flight by night or day? Optimal daily timing of bird migration. *Journal of Theoretical Biology*, 258: 530-536.

Alerstam, T., Hedenstrom, A. y S. Akesson (2003). Long-distance migration: evolution and determinants. *Oikos*, 103: 247-260.

Alonso, H., Correira, R.A., Marques, A.T., Palmeirim, J.M., Moreira, F. y J.P. Silva (2020). Male post-breeding movements and stopover habitat selection of an endangered short-distance migrant, the Little Bustard *Tetrax tetrax*. *Ibis*, 162: 279-292.

Alonso, J.A., Martín, C.A., Alonso, J.C., Morales, M.B. y S.J. Lane (2001). Seasonal movements of male Great Bustards in central Spain. *Journal of Field Ornithology*, 72, 504-508.

Alonso, J.C., Palacín, C., Alonso, J.A. y C.A. Martín (2009). Post-breeding migration in male great bustards: low tolerance of the heaviest Palaeartic bird to summer heat. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 63: 1705-1715.

Araújo, M.B. y A. Guisan (2006). Five (or so) challenges for species distribution modelling. *Journal of Biogeography*, 33(10): 1677-1688.

Arroyo, B. y V. Bretagnolle (1999). Field identification individual Little Bustard *Tetrax tetrax* males using plumage patterns. *Ardeola*, 46(1): 53-60.

Arcos, F. y R. Salvadores (2005). Habitat selection by territorial males of Little bustard *Tetrax tetrax* in a NW iberian population. *Ardeola*, 52(1): 151-157.

Astrain, C. y A. Etxeberria (1997). *Plan de Conservación del Sisón (Tetrax tetrax) en Navarra*. Informe inédito para el Gobierno de Navarra. Pamplona.

Astrain, C. y A. Etxeberria (1999). *Plan de Conservación del Sisón (Tetrax tetrax) en La Rioja*. Informe inédito para el Gobierno de La Rioja. Logroño.

Baldi, P., Brunak, S., Chauvin, Y., Andersen, C.A.F. y H. Nielsen (2000). Assessing the accuracy of prediction algorithms for classification: An overview. *Bioinformatics*, 16(5): 412-424.

Barnes, W.L., Pagano, T.S. y V.V. Salomonson (1998). Prelaunch characteristics of the moderate resolution imaging spectroradiometer (MODIS) on EOS-AM1. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 36(4): 1088-1100.

Barrero, A., Llusia, D., Traba, J., Iglesias-Merchan, C. y M.B. Morales (2020). Vocal Response to Traffic Noise in a Non-Passerine Bird: The Little bustard *Tetrax tetrax*. *Ardeola*, 68(1): 143-162.

Bates, D., Mächler, M., Bolker, B. y S. Walker (2015). Fitting linear mixed-effects models using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67: 1-48.

Bernis, F. (1966). *Aves Migradoras Ibéricas*. Sociedad Española de Ornitología. Madrid.

BirdLife International (2004a) *Birds in the European Union: a status assessment*. Wageningen, The Netherlands: BirdLife International. 50 pp.

BirdLife International (2004b). *Tetrax tetrax* Little bustard. Detailed species account from Birds in Europe: population, estimates, trends and conservation status.

BirdLife International (2015). *Tetrax tetrax*. European Red List Assessment. 5 pp.

BirdLife International (2021a). *Tetrax tetrax* Little bustard. European Red List of Birds. Luxembourg: Publications Office of the European Union. 10 pp.

BirdLife International (2021b). *Tetrax tetrax*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2021*: e.T22691896A166234017. 13 pp.

BirdLife International (2022) Ficha técnica de la especie: *Tetrax tetrax*. Descargado de <http://www.birdlife.org>

Bland, J. M., y D.G. Altman (1998). Survival probabilities (the Kaplan-Meier method). *Bmj*, 317: 1572-1580.

Blasco-Zumeta, J. y G.M. Heinze (2022). 159 Sisón común (*Tetrax tetrax*). *Identification Atlas of Aragon's Birds/Atlas de identificación de las aves de Aragón*. <http://blascozumeta.com/atlas-de-aves/>

Bonell, J.E., Mañosa, S. y G. Bota (2017). Importància dels guarets ambientals com a font d'insectes per a la conservació del Sisó (*Tetrax tetrax*) i altres ocells esteparis en els secans cerealístics. *Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural*, 81: 23-29.

BOR (2014). *Plan de gestión de las aves esteparias en La Rioja: Sisón común (Tetrax tetrax), Aguilucho cenizo (Circus pygargus), Cernícalo primilla (Falco naumanni), Ganga ortega (Pterocles orientalis) y Ganga ibérica (Pterocles alchata)*. Pp.: 25.601-25.613. Boletín Oficial de La Rioja, 160. Anexo 5. 26 de diciembre de 2014.

Bosch, M., Torres, J. y J. Figuerola (2000). A helminth community in breeding Yellow-legged Gulls (*Larus cachinnans*): pattern of association and its effect on host fitness. *Canadian Journal of Zoology*, 78: 777-786.

Bota, G. (2002). Aproximació a la situació de l'òrnitofauna estèpica a Catalunya. Comunicació, I Jornades Tècniques Internacionals de Conservació i Gestió de Zones Estèpiques. Lleida.

Bota, G., de Juana, E., García de la Morena, E.L., Mañosa, S., Morales, M.B., Moreira, F. y J. Viñuela (2002). *Metodología para el censo de Sísón Tetrax tetrax*. Informe inédito para el Ministerio de Medio Ambiente. SEO/BirdLife. Madrid.

Boucher, O., Denvil, S., Levvasseur, G., Cozic, A., Caubel, A., Foujols, M.A., Meurdesoif, Y., Cadule, P y J. Ghattas (2018). IPSL IPSL-CM6A-LR model output prepared for CMIP6 C4MIP. Earth System Grid Federation. <https://doi.org/10.22033/ESGF/CMIP6.1521>

Bota, G., Sardà-Palomera, F. y L. Cardador (2015). *Cens poblacional de sisó (Tetrax tetrax) en les zones de secà de la Plana de Lleida: seguiment quinquenal de la població*. CTFCInfraestructures. Catalunya.

Bowman, G.B. y L.D. Harris (1980). Effect of spatial heterogeneity on ground-nest depredation. *Journal of Wildlife Management*, 44: 806-813.

Bradbury, J.W. (1981). The evolution of leks. Pp.: 138-169. En: Alexander, R.D. y D.W. Tinkle (Eds.). *Natural selection and social behaviour*. Chiron Press. New York y Concord. 532 pp.

Bradbury, J.W., Gibson, R. y I.M. Tsai (1986). Hotspots and the dispersion of leks. *Animal Behaviour*, 34. 1694-1709.

Bravo, C., Cuscó, F., Morales, M.B. y S. Mañosa (2017). Diet composition of a declining steppe bird the Little Bustard (*Tetrax tetrax*) in relation to farming practices. *Avian Conservation and Ecology*, 12(1): 3.

Bravo, C., Ponce, C., Bautista, L.M y J.C. Alonso (2016). Dietary divergence in the most sexually size-dimorphic bird. *Auk*, 133: 178-197.

Breiman, L. (2021). Random Forests. *Machine Learning*, 45: 5-32.

Bretagnolle, V. (2001). Programme expérimental de sauvegarde de l'Outarde canepetière et de la faune associée en France. Programme LIFE.

Bretagnolle, V., Denonfoux, L. y A. Villers (2018). Are farming and birds irreconcilable? A 21-year study of bustard nesting ecology in intensive agroecosystems. *Biological Conservation*, 228: 27-35.

Bretagnolle, V., Villers, A., Denonfoux, L., Cornulier, T., Inchausti, P. y I. Badenhauer (2011). Rapid recovery of a depleted population of Little Bustards *Tetrax tetrax* following provision of alfalfa through an agri-environment scheme. *Ibis*, 153: 4-13.

Bretagnolle, V., Traba, J. y M.B. Morales (2022). *Little bustard: Ecology and conservation*. Wildlife Research Monographs. 313 pp.

Buckley, L.B. y R.B. Huey (2016). Temperature extremes: geographic patterns, recent changes, and implications for organismal vulnerabilities. *Global Change Biology*, 22: 3829-3842.

Burel, F. y J. Baudry (1995). Farming landscapes and insects. Pp.: 203-220. En: Glen, D.M., Greaves, M.P. y H.M. Anderson (Eds.): *Ecology and Integrated Farming Systems*. John Wiley y Sons. Chichester. 326 pp.

Burrows, M.T., Schoeman, D.S., Buckley, L.B., Moore, P., Poloczanska, E.S., Brander, K.M., ... y A.J. Richardson (2011). The pace of shifting climate in marine and terrestrial ecosystems. *Science*, 334: 652-655.

Campos, B. y M. López (1996). Densidad y selección de hábitat del Sisón (*Tetrax tetrax*) en el Campo de Montiel (Castilla-La Mancha), España. Pp.: 201-208. En: Fernández Gutiérrez, J. y J. Sanz-Zuasti (Eds.). *Conservación de Las Aves Esteparias y su Hábitat*. Junta de Castilla y León, Valladolid. 330 pp.

Cano, J. (2009). La población de Sisón común (*Tetrax tetrax*) en la base aérea de Getafe (Madrid). Pp.: 92-115. En: de la Puente, J., Pérez-Tris, J., Juan, M. y A. Bermejo (Eds.). *Anuario Ornitológico de Madrid 2007-2008*. SEO-Monticola. Madrid. 314 pp.

Carlos Efraín Porto Tapiquén. Capa descargada de <http://www.efrainmaps.es>. Geografía, SIG y Cartografía Digital. Valencia, España, 2020.

Carnero, J.L. y S. Peris (1998). *Atlas ornitológico de la provincia de Salamanca*. Diputación de Salamanca. 246 pp.

Chamberlain, D.E. y R.D. Gregory (1999). Coarse and fine scale habitat associations of breeding Skylarks *Alauda arvensis* in the UK. *Bird Study*, 46: 34-47.

Chapman, B.B., Brönmark, C., Nilsson, J.A. y L.A. Hansson (2011). The ecology and evolution of partial migration. *Oikos*, 120, 1764-1775.

Chiatante, G. y G. Blogiani (2013). Habitat composition and human disturbance as features to a knowledge based model for the Little bustard (*Tetrax tetrax*). 9th Conference of the European Ornithologists' Union 27 - 31 August 2013 - University of East Anglia, Norwich (United Kingdom).

Christensen, J.H., Hewitson, B., Busuioc, A., Chen, A., Gao, X., Held, I., Jones, R., Kolli, R.K., Kwon, W.T., Laprise, R., Magana Rueda, V., Mearns, L., Menendez, C.G., Raisanen, J., Rinke, A., Sarr, A. y P. Whetton (2007). Regional climate projections. Chapter 11. United Kingdom.

Christensen, J.H., Kanikicharla, K.K., Aldrian, E., An, S.I., Cavalcanti, I.F.A., de Castro, M., Dong, W., Goswami, P., Hall, A., Kanyanga, J.K., Kitoh, A., Kossin, J., Lau, N.C., Renwick, J., Stephenson, D.B., Xie, S.P. y L. Zou (2013). *Climate phenomena and their relevance for future regional climate change*. In *Climate change 2013 the physical science basis: Working group I contribution to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change*. Cambridge University Press.

Christophe, E. (2011). Hyperspectral data compression tradeoff. Pp.: 9-29. En: *Optical Remote Sensing*. Springer.

Clements, J.F., Schulenberg, T.S., Iliff, M.J., Billerman, S.M., Fredericks, T.A., Gerbracht, J.A., Lepage, D., Sullivan, B.L. y C.L. Wood (2021). *The eBird/Clements checklist of birds of the world: v2021*. Downloaded from <https://www.birds.cornell.edu/clementschecklist/download/>

Clerc, E. y V. Bretagnolle (2001). Disponibilité alimentaire pour les oiseaux en milieu agricole: biomasse et diversité des arthropodes capturés par la méthode des pots-pièges. *Revue d'Ecologie, Société nationale de protection de la nature (Terre Vie)*, 56(3): 275-297.

Combreau, O. y F. Launay (1996). Activity rhythms of houbara bustards (*Chlamydotis undulata macqueenii*) in relation to some abiotic factors. *Journal of Arid Environments*, 33: 463-472.

Collar, N.J., Baral, H.S., Batbayar, N., Bhardwaj, G.S., Brahma, N., Burnside, R.J., Choudhury, A.U., Combreau, O., Dolman, P.M., Donald, P.F., Dutta, S., Gadhavi, D., Gore, K., Goroshko, O.A., Hong C., Jathar, G.A., Jha, R.R.S., Jhala, Y.V., Koshkin, M.A., Lahkar, B.P., Liu, G., Mahood, S.P., Morales, M.B., Narwade, S.S., Natsagdorj, T., Nefedov, A.A., Silva, J.P., Thakuri, J.J., Wang, M., Zhang, Y. y A.E. Kessler (2017). Averting the extinction of bustards in Asia. *Forktail*, 33: 1-26.

Collar, N., Garcia, E.G.J. y E. de Juana (2018). Little bustard (*Tetrax tetrax*). En: del Hoyo, J., A. Elliott, A., Sargatal, J., Christie, D.A. y E. de Juana (Eds.). *Handbook of the birds of the world alive*. Lynx Edicions. Barcelona.

Collar, N. y M. Kessler (2021). Hunting of Little bustards *Tetrax tetrax* in Azerbaijan: the global conservation perspective. *Sandgrouse*, 43: 281-285.

Conrad, O., Bechtel, B., Bock, M., Dietrich, H., Fischer, E., Gerlitz, L., Wehberg, J., Wichmann, V., y J. Böhner (2015). System for Automated Geoscientific Analyses (SAGA) v. 2.1.4. *Geoscientific Model Development*, 8(7): 1991-2007.

Cramp, S. y K.E.L. Simmons (Eds.) (1980). *Otis tetrax* Little Bustard. Pp.: 638-645. *Handbook of the Birds of Europe the Middle East and North Africa. The Birds of the Western Palearctic. Volume II. Hawks to Bustards*. Oxford University Press, Oxford. 696 pp.

Crick, H.O.P. (2004). The impact of climate change on birds. *Ibis*, 146, 48-56.

Crippen, R., Buckley, S., Agram, P., Belz, E., Gurrola, E., Hensley, S., Kobrick, M., Lavallo, M., Martin, J., Neumann, M., Nguyen, Q., Rosen, P., Shimada, J., Simard, M. y W. Tung (2016). Nasadem global elevation model: Methods and progress. *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences - ISPRS Archives*, 41(July): 125-128.

Crispim-Mendes, T., Valerio, F., Marques, A.T., Pita, R., Godinho, G. y J.P. Silva (2024) High-resolution species distribution modelling reveals spatio-temporal variability of habitat suitability in a declining grassland bird. *Landscape Ecology*, 39: 49.

Cuscó, F., Bota, G., Llovet, A. y S. Mañosa (2021). Comportamiento de nidificación e incubación del Sisón común *Tetrax tetrax* y su relación con el éxito de eclosión. *Ardeola*, 68.1: 95-122.

Davies, S.J.J.F. (1982). Behavioural adaptations of birds to environments where evaporation is high and water is in short supply. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 71: 557-566.

De Borbón, M.N., Barros, C. y E. de Juana, E. (1999). El gregarismo en las gangas ibérica y ortega. Pp.: 195-214. En: Herranz, J. y F. Suárez (Eds.). *La Ganga ibérica (*Pterocles alchata*) y la Ganga ortega (*Pterocles orientalis*) en España: Distribución, abundancia, biología y conservación*. Ministerio de Medio Ambiente: Organismo Autónomo Parques Nacionales. Colección Técnica. 355 pp.

De Juana, E. (1997). Family Pteroclididae (Sandgrouse). Pp.: 30-57. En: del Hoyo, J., Elliot, A. y J. Sagatal (Eds.). *Handbook of the birds of the World. Volume 4: Sandgrouse to Cuckoos*. Barcelona: Lynx Editons. 674 pp.

De Juana, E. (2009). Preocupante situación del Sisón común (*Tetrax tetrax*) en Extremadura (España). *Ardeola*, 56: 119-125.

De Juana, E., Martín-Novella, C., Naveso, M.A., Pain, D.J. y J. Sears (1993). Farming and birds in Spain: threats and opportunities for conservation. *RSPB Conservation Review*, 7: 67-73.

De Juana, E. y C. Martínez (1996). Distribution, abundance and conservation status of the Little bustard *Tetrax tetrax* in the Iberian Peninsula. *Ardeola*, 43(2): 157-167.

De Juana, E. y C. Martínez (1997). Sisón común (*Tetrax tetrax*). Pp.: 168-169. En: Purroy, F.J. (Coord.). *Atlas de las aves de España (1975-1995)*. SEO/BirdLife. Lynx Ediciones. 584 pp.

De Juana, E. y C. Martínez (1999). *European Union Species Action Plan for Little Bustard (*Tetrax tetrax*)*. Office for Official Publications of the European Communities. 17 pp.

De Juana, E. y C. Martínez (2001). Little bustard (*Tetrax tetrax*). En: Schäffer, N. y U. Gallo-Orsi (Eds.). *European Union action plans for eight priority birds species*. BirdLife International. European Commission. Luxembourg. 247 pp.

De'ath, G. y K.E. Fabricius (2000). Classification and regression trees: a powerful yet simple technique for ecological data analysis. *Ecology*, 81: 3178.

Del Hoyo, J. (2020). Genus *Tetrax*. Pp.: 188. *All the Birds of the World*. Lynx Edicions. Barcelona. 968 pp.

Del Hoyo, J., Elliott, A. y J. Sargatal (Eds.) (1996). *Handbook of the birds of the World. Vol. 3. Hoatzin to Auks*. Lynx Edicions, Barcelona. 821 pp.

Delgado, M.P. (2009). *Análisis de la selección de hábitat del Sisón común (Tetrax tetrax) a diferentes escalas espaciales: del nicho fundamental al nicho realizado*. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Madrid. Facultad de Ciencias. Departamento de Ecología. 146 pp.

Delgado, M.P., Morales, M.B., Traba, J. y E.L. García de la Morena (2009). Determining the effects of habitat management and climate on the population trends of a declining steppe bird. *Ibis*, 151: 440-451.

Delgado, A. y F. Moreira (2000). Bird assemblages of an Iberian cereal steppe. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 78: 65-76.

Delgado, A. y F. Moreira (2010). Between-year variations in Little bustard *Tetrax tetrax* population densities are influenced by agricultural intensification and rainfall. *Ibis*, 152: 633-642.

Delgado, M.P., Traba, J., García de la Morena, E.L. y M.B. Morales (2010). Habitat selection and density-dependent relationships in spatial occupancy by male Little Bustards *Tetrax tetrax*. *Ardea*, 98(2): 185-194.

Delingat, J., Dierschke, V., Schmaljohann, H., Mendel, B. y F. Bairlein (2006). Daily stopovers as optimal migration strategy in a long-distance migrating passerine: the Northern Wheatear *Oenanthe oenanthe*. *Ardea*, 94, 593-605.

Deng, J. y P. Frederick (2001). Nocturnal flight behavior of waterbirds in close proximity to a transmission powerline in the Florida Everglades. *Waterbirds*, 24, 419-424.

Devoucoux, P. (2014) Conséquences et impacts prévisibles d'une perte d'habitat majeure sur une espèce menacée aux exigences écologiques complexes: Effets de la mise en place du contournement ferroviaire à grande vitesse Nîmes-Montpellier sur la dynamique de la population d'O. PhD Thesis. Université de Poitiers. 185pp.

Devoucoux, P., Besnard, A. y V. Bretagnolle (2018). Sex-dependent habitat selection in a high-density Little bustard *Tetrax tetrax* population in southern France, and the implications for conservation. *Ibis*, 16: 310-324.

Díaz, M., Asensio, B. y J.L. Tellería (1996). Sisones y Avutardas. Familia *Otididae*. Pp.: 154-155. En: Reyero, J.M. (Ed.). *Aves ibéricas I. No passeriformes*. 303 pp.

Elias, G., Reino, L.M., Silva, T., Tomé, R. y P. Geraldés (1999). *Atlas das Aves Invernantes do Baixo Alentejo 1992/93-1994/95*. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa. 415 pp.

Elith, J., y J.R. Leathwick (2009). Species distribution models: Ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 40: 677-697.

Elósegui, J. (1985). *Navarra. Atlas de aves nidificantes*. Caja de Ahorros de Navarra. Pamplona. 238 pp.

Equipa Atlas (2008) *Atlas das Aves Nidificantes em Portugal (199-2005)*. Instituto da Conservação da Natureza e da Biodiversidade, Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Parque Natural da Madeira e Secretaria Regional do Ambiente e do Mar. Assírio y Alvrn. Lisboa. 592 pp.

Estrada, A., Delgado, M.P., Arroyo, B., Traba, J. y M.B. Morales (2016). Forecasting large-scale habitat suitability of European bustards under climate change: the role of environmental and geographic variables. *PLoS One*, 11: e0149810.

Estrada, J., Folch, A., Mañosa, S., Bofill, J., González, F. y J. Orta (1994). Las aves de las estepas catalanas: distribución y abundancia. *XII Jornadas Ornitológicas Españolas*. SEO. Almería. Póster inédito.

European Union, Copernicus Land Monitoring Service (2021). Available online: <https://land.copernicus.eu/> (accessed on 20 October 2021). (n.d.).

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

Faria, N. y M.B. Morales (2017). Population productivity and late breeding habitat selection by the threatened Little bustard: the importance of grassland management. *Bird Conservation international*: 1-13.

Faria, N., Morales, M.B. y J.E. Rabaça (2016). Exploring nest destruction and bird mortality in mown Mediterranean dry grasslands: an increasing threat to grassland bird conservation. *European Journal Wildlife Research*, 62: 663-670.

Faria, N. y J.E. Rabaça (2004). Breeding habitat modelling of the Little bustard *Tetrax tetrax* in the site of community importance of Cabrela (Portugal). *Ardeola*, 51(2): 331-343.

Faria, N., Rabaça, J.E. y M.B. Morales (2012a). Linking plant composition and arthropod abundance to establish Little bustard breeding requirements in pastureland dominated landscapes. *Biodiversity Conservation*, 21: 2109-2125.

Faria, N., Rabaça, J.E. y M.B. Morales (2012b). The importance of grazing regime in the provision of breeding habitat for grassland birds: the case of the endangered Little bustard (*Tetrax tetrax*). *Journal for Nature Conservation*, 20: 211-218.

Faria, N. y J.P. Silva (2010). Habitat selection of the little bustard during the beginning of an agricultural year. *Ardeola*, 57(2): 363-373.

Fernández, N., Paruelo, J.M. y M. Delibes (2010). Ecosystem functioning of protected and altered Mediterranean environments: A remote sensing classification in Doñana, Spain. *Remote Sensing of Environment*, 114(1): 211-220.

Fernández Gutiérrez, J. y J. Sanz-Zuasti (1996) (Eds.). *Conservación de las aves esteparias y su hábitat*. Junta de Castilla y León. Valladolid. 336 pp.

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

Fiedler, W. y S. Davidson (2012). Movebank - an open internet platform for animal movement data. *Vogelwarte*, 50, 15-20.

Fielding, A.H. y J.F. Bell (1997). A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation*, 24(1): 38-49.

Fretwell, S.D. y H.L. Lucas (1970). On territorial behaviour and other factors influencing habitat distribution in birds. I. Theoretical development. *Acta Biotheoretica*, 19: 16-36.

Fuller, R.J., Gregory, R.D., Gibbons, D.W., Marchant, J.H., Wilson, J.D., Baillie, S.R. y N. Carter (1995). Population declines and range contractions among lowland farmland birds in Britain. *Conservation Biology*, 9: 1425-1441.

Garcia, G.M.D. (2004). *Impacte da Auto-Estrada A2 na Zona de Protecção Especial de Castro Verde: Efeitos na Distribuição e Densidade de Sisão (Tetrax tetrax)*. Universidade Técnica de Lisboa, Instituto Superior de Agronomia.

García, L., Ibañez, F., Garrido, H., Arroyo, J.L., Mañez, M. y J. Calderón (2000). Prontuario de las aves de Doñana. Anuario ornitológico de Doñana, número 0, diciembre 2000. Estación Biológica de Doñana y Ayuntamiento de Almonte. Almonte. 57 pp.

García, J.T., Mañosa, S., Morales, M.B., Ponjoan, A., García de la Morena, E.L., Bota, G., Bretagnolle, V. y J.A. Dávila (2011). Genetic consequences of interglacial isolation in a steppe bird. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 61: 671-676.

García, J., Suárez-Seoane, S., Miguélez, D., Osborne, P.E. y C. Zumalacárregui (2007). Spatial analysis of habitat quality in a fragmented population of Little bustard (*Tetrax tetrax*): implications for conservation. *Biological Conservation*, 137: 45– 56.

García de la Morena, E.L. (2015). Ecología y movimientos migratorios del Sisón común (*Tetrax tetrax*) fuera del periodo reproductor. Tesis doctoral. Universidad Autónoma de Madrid, Madrid. 221 pp.

García de la Morena, E.L., Bota, G., Ponjoan, A. y M.B. Morales (2006). El Sisón común en España. I Censo nacional (2005). SEO/BirdLife. Madrid. 156 pp.

García de la Morena, E.L., Bota, G., Mañosa, S. y M.B. Morales (2018). El Sisón común en España. II Censo Nacional (2016). SEOBirdLife. Madrid. 120 pp.

García de la Morena, E.L., Bota, G., Silva, J.P., Ponjoan, A., de Juana, E., Suárez, F., Mañosa, S. y M.B. Morales (2009). Patrones de movimiento estacional del Sisón común *Tetrax tetrax* en la península Ibérica. Resúmenes IV Congreso Ibérico de Ornitología. SPEA y SEO/BirdLife. Elvas.

García de la Morena, E.L., Bota, G., Traba, J., Mañosa, S., y M.B. Morales (2020). *Bases científicas para la elaboración de la Estrategia Nacional de Conservación del Sisón común (Tetrax tetrax)*. Fundación Biodiversidad, Ministerio para la Transición Ecológica. Madrid.

García de la Morena, E.L., de Juana, E., Martínez, C., Morales, M.B. y F. Suárez (2003). Sisón común *Tetrax tetrax*. Pp.: 232-233. En: Martí, R. y J.C. del Moral (Eds.). *Atlas de las aves reproductoras de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza y Sociedad Española de Ornitología. Madrid. 734 pp.

García de la Morena, E.L., de Juana, E., Martínez, C., Morales, M.B. y F. Suárez (2004). Sisón común *Tetrax tetrax*. Pp.: 202-207. En: Madroño, A., González, C. y J.C. Atienza (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España*. DGCONA/SEO BirdLife, Madrid. 452 pp.

García de la Morena, E.L., Morales, M.B. y V. Bretagnolle. 2001. *Primera aproximación a la migración e invernada del Sisón Común en España*. Proyecto LIFE para la conservación del Sisón y de su fauna asociada en Francia. 4º Seminario Internacional LPO, Castuera. Huesca.

García de la Morena, E.L., M.B. Morales, G. Bota, J.P. Silva, A. Ponjoan, F. Suárez, S. Mañosa y E. De Juana (2015). Migration Patterns of Iberian Little bustards *Tetrax tetrax*. *Ardeola*, 62(1): 95-112.

García de la Morena, E.L., Morales, M.B., de Juana, E. y F. Suárez (2007). Surveys of wintering Little Bustards *Tetrax tetrax* in central Spain: distribution and population estimates at regional scale. *Bird Conservation International*, 17: 23-34.

García de la Morena, E.L., Morales, M.B., Suárez, F. y E. de Juana (2002). *Primeros datos sobre el uso y la selección del hábitat del Sisón (Tetrax te tetrax) fuera del periodo reproductor en los regadíos del Valle medio del Tajo (España central)*. Resúmenes XVI Jornadas Ornitológicas Españolas. SEO-Salamanca. Salamanca.

Garret, R. (2018). *The Open Source Infrastructure Project, OpenInfra*. Available at: <https://opensourceinfra.org/>

Gaucher, P. (1995). Breeding biology of the Houbara bustard *Chlamydotis undulata undulata* in Algeria. *Alauda*, 63(4): 291-298.

Gauger, K. (2007) Occurrence, Ecology and Conservation of wintering Little Bustards *Tetrax tetrax* in Azerbaijan. *Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung*, 46: 5-27.

Gendre, N., Eraud, C., Bretagnolle, V. y S. Dalloyau (2019). L'Outarde canepetière *Tetrax tetrax* en France en 2012 et 2016: effectifs et repartition. *Ornithos*, 25(5): 290-302.

Genolini, C. y B. Falissard (2011). Kml: a package to cluster longitudinal data. *Computer Methods and Programs in Biomedicine*, 104: 112-121.

GeohjFabrik. GeoFabrik: Download Server for OpenStreetMap data. 2021. Web Based Download Application: Available online: <http://download.geofabrik.de/> (accessed on 20 October 2021). (n.d.).

Glutz von Blotzheim, U.N. (Ed.). (1994). *Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 5. Galliformes und Gruiformes. 2.*, durchgesehene Auflage. Aula Verlag, Wiesbaden. 699 pp.

Goriup, P. (1994). Little bustard (*Tetrax tetrax*). Pp.: 236-237. En: Tucker, G.M. y M.F. Heath (Eds.). *Birds in Europe: their conservation status*. BirdLife International (Conservation Series No. 3). Cambridge, United Kingdom. 600 pp.

Goriup, P. y L. Batten (1990). The conservation of steppic birds: a European prespective. *Oryx*, 24: 215-223.

Grant, B.W. y A.E. Dunham (1988). Thermally imposed time constraints on the activity of the desert lizard *Sceloporus merriami*. *Ecology*, 69: 167-176.

Gudka, M., Santos, C.D., Dolman, P.M., Abad-Gómez, J.M. y J.P. Silva (2019). Feeling the heat: Elevated temperature affects male display activity of a lekking grassland bird. *Plos ONE*, 14(9): e0221999.

Guerrero-Casado, J., Rivas, C.A. y F. Tortosa (2022). The expansion of olive groves is reducing habitat suitability for the Great bustard *Otis tarda* and the Little bustard *Tetrax tetrax* in Southern Spain: could Important Bird Areas (IBAs) reduce this expansion? *Bird Conservation International*: 1-15.

Guisan, A., Tingley, R., Baumgartner, J.B., Naujokaitis-Lewis, I., Sutcliffe, P.R., Tulloch, A.I.T., Regan, T.J., Brotons, L., McDonald-Madden, E., Mantyka-Pringle, C., Martin, T.G., Rhodes, J.R., Maggini, R., Setterfield, S.A., Elith, J., Schwartz, M.W., Wintle, B.A., Broennimann, O., Austin, M., ... e Y.M. Buckley (2013). Predicting species distributions for conservation decisions. *Ecology Letters*, 16(12): 1424-1435.

Gutiérrez Expósito, C. (2000). *El Sisón (Tetrax tetrax) en La Rioja. Programa de seguimiento de la población reproductora, año 2000*. Informe inédito para la Consejería de turismo y medio Ambiente, Gobierno de la Rioja.

Hall, R.L. (1995). Plant diversity in arable ecosystems. Pp.:9-15. En: Glen, D.M., Greaves, M.P. y H.M. Anderson (Eds.): *Ecology and Integrated Farming Systems*. John Wiley y Sons. Chichester. 326 pp.

Hagemeijer, J.M. y M.J. Blair (Eds.) (1997). *The EBCC Atlas of European breeding birds: their distribution and abundance*. T y A.D. Poyser. London. 903 pp.

Haralick, R.M., Shanmugam, K. e I. Dinstein (1973). Textural Features for Image Classification. *IEEE Transactions on Systems, Man, and Cybernetics*, SMC-3(6): 610-621.

Hardouin, L.A., Hingrat, Y., Nevoux, M., Lacroix, F., y A. Robert (2015). Survival and movement of translocated houbara bustards in a mixed conservation area. *Animal Conservation*, 18: 461-470.

Harrison, C. (1991). *Sisón (Otis tetrax)*. Pp.: 162-163. *Guía de campo de los nidos, huevos y polluelos de las aves de España y de Europa. Norte de África y Próximo Oriente*. Ediciones Omega S.A. Barcelona. 482 pp.

Hedo, D., Atienza, J.C., Ruiz, A., Naveso, M.A. y R. Martí (1999). *Improving performance of roads and railways for wildlife conservation: showing results with two case studies in Central Spain*. Third International Conference on Wildlife Ecology and Transportation.

Heiss, M. (2013). The importance of Besh Barmag bottleneck (Azerbaijan) for Eurasian migrant birds. *Acta Ornithologica*, 48(2): 151-164.

Hellmich, J. y J.C. Núñez Arjona (1996). Nota sobre densidades de la población del Sisón (*Tetrax tetrax*) en Cáceres, Extremadura. Pp.: 303-305. En: Fernández Gutiérrez, J. y J. Sanz-Zuasti (Eds.): *Conservación de Aves Esteparias y su Hábitat*. Junta de Castilla y León. Valladolid. 330 pp.

Herrando, S. Brotons, L., Estrada, J., Cuallar, S. y M. Anton (Eds.) (2011). *Atles dels ocells de Catalunya a l'hivern 2006-2009*. ICO y Lynx Ediciones. Barcelona. 646 pp.

Höglund, J. y R.V. Alatalo (1995). *Leks*. Princeton University Press, Princeton, NJ. 264 pp.

Horne, J.S., Garton, E.O., Krone, S.M. y J.S. Lewis (2007). Analyzing animal movements using Brownian bridges. *Ecology*, 88: 2354-2363.

Huntley, B., Green, R.E., Collingham, Y.C. y S.G. Willis (2007). *A climatic atlas of European breeding birds*. Lynx Edicions, Barcelona. 521 pp.

Hurrell, J. W., y H. Van Loon (1997). Decadal variations in climate associated with the North Atlantic Oscillation. *Climate Change*, 36, 301-326.

Inchausti, P. y V. Bretagnolle (2005) Predicting short-term extinction risk for the declining Little Bustard (*Tetrax tetrax*) in intensive agricultural habitats. *Biological Conservation*, 122(3): 375-384.

Iñigo, A. y B. Barov (2010). *Action plan for the Little Bustard Tetrax tetrax in the European Union*. SEO/BirdLife and BirdLife International for the European Commission. 55 pp.

Jiguet, F. (2002). Arthropods in diet of Little Bustards *Tetrax tetrax* during the breeding season in western France. *Bird Study*, 49: 105-109.

Jiguet, F., Arroyo, B. y V., Bretagnolle (2000). Lek mating systems: a case study in the Little Bustard *Tetrax tetrax*. *Behavioural Processes*, 51: 63-82.

Jiguet, F. y V. Bretagnolle (2001). Courtship behaviour in a lekking species: individual variations and settlement tactics in male Little bustard. *Behavioural Processes*, 55: 107-118.

Jiguet, F. y V. Bretagnolle (2006). Manipulating lek size and composition using decoys: an experimental investigation of lek evolution models. *The American naturalist*, 168(6): 758-768.

Jiguet, F. y V. Bretagnolle (2014). Sexy males and choosy females on exploded leks: Correlates of male attractiveness in the Little bustard. *Behavioural Processes*, 103: 246-255.

Jiguet, F., Jaulin, S. y B. Arroyo (2002). Resource defence on exploded leks: do male Little bustards, *T. tetrax*, control resources for females?. *Animal Behaviour*, 63: 899-905.

Jiguet, F., Mougéot, F., Arroyo, B. y V. Bretagnolle (1998). Research and conservation of the endangered Little bustard *Tetrax tetrax* in France. *Ostrich*, 69: 418.

Jiguet, F. y D. Ollivier (2002). Male phenotypic repeatability in the threatened Little Bustard *Tetrax tetrax*: a tool to estimate turnover and dispersal. *Ardea*, 90: 43-50.

Jiguet, F. y A. Wolff (2000). Déterminer l'âge et le sexes des outardes canepetieres *Tetrax tetrax* à l'automnt. *Ornithos*, 7(1): 30-35.

Jolivet, C. (1997). L'Outarde canepetière en France: le declin s'accroît. *Ornithos* 4(2): 73-77.

Jolivet, C. (2001). L'Outarde canepetière *Tetrax tetrax* en France. Statut de l'espèce à la fin du xxe siècle. *Ornithos*, 8: 89-95.

Jubete, F. (1997). Atlas de las Aves nidificantes de la provincia de Palencia. Asociación de Naturalistas palentinos. Palencia. 382 pp.

Junta de Andalucía (2011). Programa de actuación del Plan de recuperación y conservación de las aves esteparias (2015-2019). Anexo IV. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Junta de Andalucía. 15 pp.

Kamp, J., Urazaliev, R., Donald, P.F. y N. Hölzel (2011) Post-Soviet agricultural change predicts future declines after recent recovery in Eurasian steppe bird populations. *Biological Conservation*, 144(11): 2607-2614.

Kaplan, E. y P. Meier (1958). Nonparametric estimation from incomplete observations. *Journal of the American Statistical Association*, 53: 457-481.

Kostin, Y.V. (1978). Is the Little bustard doomed? *Bulletin Moscow Naturalist' Society, Biological Section*, 83(3): 67-71.

Kottek, M., Grieser, J., Beck, C., Rudolf, B. y F. Rubel (2006). World map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift*, 15: 259-263.

Kovats, R.S., Valentini, R., Bouwer, L.M. et al. (2014) 2014: Europe. En: Barros, V.R., Field C.B., Dokken D.J., et al. (Eds.). *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part B: Regional Aspects*. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, United Kingdom and New York, United States of America.

Kriegler, F.J., et al. (1969). "Preprocessing transformations and their effects on multispectral recognition." *Remote sensing of environment*, VI (1969): 97.

Kuhn, M. (2008). Building predictive models in R using the caret package. *Journal of Statistical Software*, 28(5): 1-26.

Kursa, M.B. y W.R. Rudnicki (2010). Feature selection with the boruta package. *Journal of Statistical Software*, 36(11): 1-13.

Kuznetsova, A., Brockhoff, P.B. y R.H.B. Christensen (2017). lmerTest package: tests in linear mixed effects models. *Journal of Statistical Software*, 82: 1-26.

Lane, S.J., Alonso, J.C., Alonso, J.A. y M.A. Naveso (1999). Seasonal changes in diet and diet selection of Great Bustards (*Otis t. tarda*) in north-west Spain. *Journal of Zoology*, 247: 201-214.

Lane, S. J., Alonso, J. C. y C.A. Martín (2001). Habitat preferences of Great bustard *Otis tarda* flocks in the arable steppes of central Spain: Are potentially suitable areas unoccupied? *Journal of Applied Ecology*, 38. 193e203.

Lapierda, O., Ponjoan, A., Gamero, A, Bota, G. y S. Mañosa (2011). Brood ranging behaviour and breeding success of the threatened Little bustard in an intensified cereal farmland area. *Biological Conservation*, 144: 2882-2890.

Leitão, D. y L.T. Costa (2001). First approach to the study of the nonbreeding abundance and habitat use by the Little bustard *Tetrax tetrax* in the lower Tejo Grasslands (South Portugal). *Airo*, 11: 37-43.

Ligon, J.D. (1999). *The evolution of avian breeding systems*. Oxford University Press, Oxford. 528 pp.

Lima, S.L. y L.M. Dill (1990). Behavioral decisions made under the risk of predation: a review and prospectus. *Canadian Journal of Zoology*, 68. 619-640.

López Ávila, P. y S. Hidalgo de Trucios (1998). Revisión del status del Sisón: evolución en Extremadura. Pp.: 115-121. En, Conservación de la naturaleza y los espacios protegidos de Extremadura. Jornadas Los Espacios protegidos, espacios a proteger Junta de Extremadura. Junta de Extremadura. Mérida.

López-Jiménez, N. (Ed.) (2021). *Libro Rojo de las aves de España*. SEO/BirdLife. Madrid. 1019 pp.

López-Jiménez, N., García de la Morena, E., Bota, G., Mañosa, S., Morales, M.B. y J. Traba (2021). Sisón común (*Tetrax tetrax*). Pp.: 521-527. En: López-Jiménez, N. (Ed.). *Libro Rojo de las aves de España*. SEO/BirdLife. Madrid. 1019 pp.

Loyau, A. y F. Lacroix (2010). Watching sexy displays improves hatching success and offspring growth through maternal allocation. *Proceedings of the Royal Society B*. 277. <https://doi.org/10.1098/rspb.2010.0473>

Lucas, R., Bunting, P., Clewley, D., Armston, J., Fairfax, R., Fensham, R., Accad, A., Kelley, J., Laidlaw, M., Eyre, T., Bowen, M., Carreiras, J., Bray, S., Metcalfe, D., Dwyer, J., y M. Shimada (2010). An Evaluation of the ALOS PALSAR L-Band Backscatter–Above Ground Biomass Relationship Queensland, Australia: Impacts of Surface Moisture Condition and Vegetation Structure. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 3(4): 576-593.

Madroño, A., González, C y J.C. Atienza (Eds.) (2004). *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid. 452 pp.

Malo, J.E., García de la Morena, E.L., Hervás, I., Mata, C. y J. Herranz (2017) Cross-scale changes in bird behavior around a high-speed railway: from landscape occupation to infrastructure use and collision risk. Pp.: 117-134. En: Borda de Água, L., Barrientos, R., Beja, P. y H.M. Pereira (Eds.). *Railway ecology*. Springer. 350 pp.

Mañosa, S., Guillem, R. y G. Bota (2018). Rècord de longevitat del sisó *Tetrax tetrax*. *L'Abellerol*, 56: 23.

Marcelino, J., Moreira, F., Mañosa, S., Cuscó, F., Morales, M.B., García de la Morena, E.L., Bota, G., Palmeirim, J.M. y J.P. Silva (2017). Tracking data of the Little bustard *Tetrax tetrax* in Iberia shows high anthropogenic mortality. *Biological Conservation*, 28: 509-520.

Marques, A.T., Martins, R.C., Silva, J.P., Palmeirim, J.M. y F. Moreira (2021). Power line routing and configuration as major drivers of collision risk in two bustard species. *Oryx*, 55(3): 442-451.

Marques, A.T., Moreira, F., Alcazar, R., Delgado, A., Godinho, C., Sampaio, H., Rocha, P., Sequeira, N., Palmeirim, J.M. y J.P. Silva (2020). Changes in grassland management and linear infrastructures associated to the decline of an endangered bird population. *Scientific reports*, 10: 1-11.

Martí, R. y J.C. del Moral (Eds.) (2003). *Atlas de las aves reproductoras de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza y Sociedad Española de Ornitología. Madrid. 734 pp.

Martín, C.A., Casas, F., Mougeot, F., García, J.T. y J. Viñuela (2010). Positive interactions between vulnerable species in agrarian pseudo-steppes: hábitat use by Pin-tailed Sandgrouse depends on its association with the Little bustard. *Animal Conservation*, 13: 383-389.

Martínez, C. (1994). Habitat selection by the Little bustard *Tetrax tetrax* in cultivated areas of Central Spain. *Biological Conservation*, 67: 125-128.

Martínez, C. (1998). Selección de microhábitat del Sisón común (*Tetrax tetrax*) durante la estación reproductora. *Ardeola*, 45(1): 73-76.

Martínez, C. (1999). *Estudios para la inclusión de zonas esteparias de la Comunidad de Castilla y León en la red de Espacios Naturales*. Estudios Biológicos S.L. Informe inédito para la Consejería de medio Ambiente. Junta de Castilla y León.

Martínez, C. (2000). *Distribución y abundancia de aves esteparias de interés especial en la comunidad de Castilla-La Mancha. Directrices generales para una estrategia de conservación*. Museo Natural de Ciencias naturales-CSIC. Informe inédito para la Consejería de medio Ambiente de la Junta de Castilla-La Mancha.

Martínez, C. (2005). Sisón común. Pp.: 54-61. En: Ramos, M.A. (Ed.). *Distribución, abundancia, requerimientos de hábitat y conservación de las aves estepáricas de interés especial en Castilla-La Mancha*. Museo Nacional de Ciencias Naturales. Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Madrid. 140 pp.

Martínez, C. (2016). Sisón común (*Tetrax tetrax*). En: Salvador, A. y M. Morales (Eds.). *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo de Ciencias Naturales. Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>

Martínez, C. y E. de Juana (1995). Aves en la Lista Roja: el Sisón. *La Garcilla*, 92: 16-19.

Martínez, C. y E. de Juana (1996). Breeding bird communities of cereal crops in Spain: habitats requirements. Pp.: 99-106. En: Fernández-Gutiérrez, J. y J. Sanz- Zuasti (Eds.). *Conservación de las aves esteparias y su hábitat*. Junta de Castilla y León. Valladolid. 330 pp.

Martínez, C., Ortuño, A., Villalba, J., López, J.M., Cortés, F. y F.J. Carpena (1996). *Atlas de las Aves del norte de Murcia (jumilla-Yecla)*. Caja e Ahorros del Mediterráneo. Consejería de Medio Ambiente. Ayuntamiento de Jumilla y Ayuntamiento de Yecla. Murcia.

Martínez, C. y G.G. Tapia (2002). Density of the Little bustard *Tetrax tetrax* in relation to agricultural intensification in Central Spain. *Ardeola*, 49: 301-304.

Martínez-Marivela, I., Morales, M.B., Iglesias-Merchán, C., Delgado, M.P., Tarjuelo, R. y J. Traba (2018). La contaminación sonora debida al tráfico rodado no influye en la selección de hábitat del Sisón común. *Ardeola*, 65: 261-270.

Matson, P.A., Parton, W. J., Power, A.G. y M.J. Swift (1997). Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science*, 277 (5325): 504-509.

Matthews, B.W. (1975). Comparison of the predicted and observed secondary structure of T4 phage lysozyme. *BBA - Protein Structure*, 405(2): 442-451.

McKechnie, A.E. y B.O. Wolf (2010). Climate change increases the likelihood of catastrophic avian mortality events during extreme heat waves. *Biological Letters*, 6: 253-256.

Millán, J., Gortázar, C., Tizzani, P. y F.J. Buenestado (2002). Do helminths increase the vulnerability of released pheasants to fox predation? *Journal of Helminthology* 76(3): 225-229.

MITECO (2022). *Estrategias de Conservación. Criterios orientadores. Estrategia de Conservación de Aves Amenazadas Ligadas a medios agro-esteparios en España*. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Gobierno de España. 92 pp.

Mittermeier, R., Robles Gil, P., Hoffmann, M., Pilgrim, J., Brooks, T., Goettsch Mittermeier, C., Lamoreux, J. y G.A.B. da Fonseca (2004). Hotspots Revisited. Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions. Conservation International.

Moleón, M., Gil-Sánchez, J.M., Bautista, J. y M. Otero (2002). Nota sobre la dieta del Águila real (*Aquila chrysaetos*) en la provincia de Granada (SE de España). Variaciones entre parejas. *Acta Granatense*, 1(1-2): 144-147.

Molina, B., Nebreda, A., Muñoz, A.R., Seoane, J., Real, R., Bustamante, J., y J. C. Del Moral (2022). III Atlas de las aves en época de reproducción en España. SEO/BirdLife: Madrid.

Morales, M.B., Alonso, J.C. y J. Alonso (2002). Annual productivity and individual female reproductive success in a Great Bustard *Otis tarda* population. *Ibis*, 144 : 293-300.

Morales, M.B. y V. Bretagnolle (2021). An update on the conservation status of the Little bustard *Tetrax tetrax*: global and local population estimates, trends, and threats. *Bird Conservation International*: 1-23.

Morales, M.B.; Bretagnolle, V. y B. Arroyo (2005a). Viability of the endangered Little Bustard *Tetrax tetrax* population of western France. *Biodiversity and Conservation*, 14(13): 3135-3150.

Morales, M.B., Casas, F., García de la Morena, E., Ponjoan, A., Calabuig, G., Martínez-Padilla, J., García, J.T., Mañosa, S., Viñuela, J. y G. Bota (2014). Density dependence and habitat quality modulate the intensity of display territory defence in an exploded lekking species. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 68(9): 1493-1504.

Morales, M.B. y M.P. Delgado (2012). Sisón común *Tetrax tetrax*. Pp.: 214-215. En: del Moral, J.C., Molina, B., Bermejo, A. y D. Palomino (Eds.). *Atlas de las aves de invierno en España 2007-2010*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y medio Ambiente. SEO/BirdLife. Madrid. 816 pp.

Morales, M.B., García, J.T. y B. Arroyo (2005b). Can landscape composition changes predict spatial and annual variation of Little bustard male abundance? *Animal Conservation*, 8: 167-174.

Morales, M.B., Jiguet, F. y B. Arroyo (2001). Exploded leks: what bustard can teach us. *Ardeola*, 48(1): 85-98.

Morales, M.B., Mañosa, S., Villers, A., García de la Morena, E.L. y V. Bretagnolle (2022). Migration, movements, and non-breeding ecology. Pp.: 123-149. En: Bretagnolle, V., Traba, J. y M.B. Morales (Eds). Little bustard: Ecology and Conservation. Wildlife Research Monographs, vol 5. Springer, Cham. **Morales, M.B., Suárez, F. y E.L. García de la Morena** (2006). Réponses des oiseaux de steppe aux différents niveaux de mise en culture et d'intensification du paysage agricole: analyse comparative de leurs effets sur la densité de population et la sélection de l'habitat chez l'Outarde canepetière *Tetrax tetrax* et l'Outarde barbue *Otis tarda*.

Morales, M.B., Suárez, F., García de la Morena, E.L. y E. de Juana (2002). Movimientos estacionales y conservación de aves esteparias: el ejemplo del Sisón. *Quercus*, 193: 34-39.

Morales, M.B., Traba, J. y B. Arroyo (2015). El declive del Sisón en el centro de España. *Quercus*, 356: 36-43.

Morales, M.B., Traba, J., Delgado, M.P. y E. García de la Morena (2008) Sexual differences in microhabitat selection of breeding Little bustards *Tetrax tetrax*: ecological segregation based on vegetation structure. *Acta Oecologica*, 34: 345-353.

Morales, M.B., Traba, J., Delgado, M.P. y E.L. García de la Morena (2013). The use of fallows by nesting Little bustard *Tetrax tetrax* females: implications for conservation in mosaic cereal farmland. *Ardeola*, 60(1): 85-97.

Morales, M.B., Traba, J., Carriles, E., Delgado, M.P. y E.G. de La Morena (2008). Sexual differences in microhabitat selection of breeding Little bustards *Tetrax tetrax*: ecological segregation based on vegetation structure. *Acta oecologica*, 34(3), 345-353.

Moreira, F. y D. Leitão (1996). A comunidade de aves nidificantes nos pousios da região de Castro Verde. *Ciência e Natureza*, 2: 109-113.

Moreira, F., Silva, J.P., Estanque, B., Palmeirim, J.M., Lecoq, M., Pinto, M., Leitao, D., Alonso, I., Pedroso, R. y E. Santos (2012). Mosaic-Level Inference of the Impact of Land Cover Changes in Agricultural Landscapes on Biodiversity: A Case-Study with a Threatened Grassland Bird. *Plos One*, 7(6): e38876.

Morris, D.W. (2003). Toward an ecological synthesis: a case for habitat selection. *Oecologia*, 136: 1-13.

Moseilin, V.N. (1992). Ecology and protection of the Little bustard in the Saratov región. *Bustard studies*, 5: 78-91.

Nathan, R., Getz, W.M., Revilla, E., Holyoak, M., Kadmon, R., Saltz, D. y P.E. Smouse (2008). A movement ecology paradigm for unifying organismal movement research. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(49): 19052-19059.

Nenzén, H.K. y M.B. Araújo (2011). Choice of threshold alters projections of species range shifts under climate change. *Ecological Modelling*, 222(18): 3346-3354.

Nissardi, S. y C. Zucca (2011). Risultati del primo censimento completo dei maschi territoriali di gallina prataiola *Tetrax tetrax* in Sardegna (2009-2011). Cervia: Atti del Convegno italiano di Ornitologia.

Palacín, C. y J.C. Alonso (2009). Probable population decline of the Little Bustard *Tetrax tetrax* in north-west Africa. *Journal of African Ornithology*, 80(3): 165-170.

O'Neill, B.C., Kriegler, E., Riahi, K., Ebi, K.L., Hallegatte, S., Carter, T.R., Mathur, R. y D.P. Van Vuuren (2014). A new scenario framework for climate change research: the concept of shared socioeconomic pathways. *Climatic Change*, 122: 387-400.

Odum, E.P. y E.J. Kuenzler (1955). Measurement of territory and home range size in birds. *The Auk*, 72: 128-137.

Osborne, P. y S. Suárez-Seoane (2007). Identifying core areas in a species's range using temporal suitability analysis: an example using Little bustards *Tetrax tetrax* L. in Spain. *Biodiversity and Conservation*, 16: 3505-3518.

Palacín, C., Alonso, J.C., Alonso, J.A., Martín, C.A., Magaña, M. y B. Martín (2009). Differential migration by sex in the great bustard: possible consequences of an extreme sexual size dimorphism. *Ethology*, 115: 617-626.

Palacín, C., Alonso, J.C., Martín, C.A. y J.A. Alonso (2017). Changes in bird-migration patterns associated with human-induced mortality. *Conservation Biology*, 31: 106-115.

Palmer, W.C. (1965). *Meteorological drought* (Vol. 30). US Department of Commerce, Weather Bureau.

Parmesan, C. (2006). Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 37: 637-669.

Patrikeev, M. (2004). *The birds of Azerbaijan*. Sofia: Pensoft Series Faunistica, No 38. 381 pp.

Petretti, F. (1991). Status of lowland dry grasslands and birds in Italy. Pp.: 67-76. En: Goriup, P.D., Bailen, L.A. y J.A. Norton (Eds.). *The conservation of lowland dry grassland birds in Europe*. Joint Nature Conservation Committee. Peterborough.

Petretti, F. (1993). Notes on the lek behaviour of the Little bustard in Italy. *Avocetta*, 17: 19-22.

Poggio, L., de Sousa, L.M., Batjes, N.H., Heuvelink, G.B.M., Kempen, B., Ribeiro, E. Y D. Rossiter (2021). SoilGrids 2.0: Producing soil information for the globe with quantified spatial uncertainty. *Soil*, 7(1): 217-240.

Ponce, C., Salgado, I., Bravo, C., Gutiérrez, N. y J.C. Alonso (2018). Effects of farming practices on nesting success of steppe birds in dry cereal farmland. *European Journal of Wildlife Research*, 64: article number 13.

Ponjoan, A., Bota, G., de La Morena, E.L.G., Morales, M.B., Wolff, A., Marco, I. y S. Mañosa (2008). Adverse effects of capture and handling little bustard. *The Journal of Wildlife Management*, 72: 315-319.

Ponjoan, A., Bota, G. y S. Mañosa (2011). Sisó (*Tetrax tetrax*). En: Brotons, L., Estrada, J., Guallar, S. y m. Anton (Eds.). *Atlas dels ocells de catalunya a l'hivern 2006-2009*. Institut Català d'Ornitologia. Lynx Ediciones. Barcelona. 646 pp.

Ponjoan, A., Bota, G. y S. Mañosa (2012). Ranging behaviour of little bustard males, *Tetrax tetrax*, in the lekking grounds. *Behavioural Processes*, 91: 35-40.

Poirel, C. (2020). III Plan National d'actions en faeur de l'Outarde canapetière (*Tetrax tetrax*) 2020-2029. Ministère de la Transition Écologique et Solidaire. Gouvernement français. 123 pp.

Pulido, F. (2007). The genetics and evolution of avian migration. *Bioscience*, 57: 165-174.

Quantum GIS Development Team. (2009). Quantum GIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project.

R Development Core Team (2021). *R: A language and environment for statistical computing*. Version 4.0.4. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.

R Core Team (2022). *R: a language and environment for statistical computing* (Version 4.1.1). Vienna: R Foundation for Statistical Computing.

Raihani, G., Székely, T., Serrano-Meneses, M.A., Pitra, C. y P. Goriup (2006). The influence of sexual selection and male Agility on sexual size dimorphism in bustards (Otididae). *Animal Behaviour*, 71: 833-838.

Reif, J. y Z. Vermouzek (2019). Collapse of farmland bird populations in an Eastern European country following its EU accession. *Conservation Letters*, 12, e12585.

Reino, L., Porto, M., Morgado, R., Carvalho, F., Mira, A. y P. Beja (2010a). Does afforestation increase bird nest predation risk in surrounding farmland? *Forest Ecology and Management*, 260: 1359-1366.

Reino, L., Porto, M., Morgado, R., Moreira, F., Fabião, A., Santana, J., Delgado, A., Gordinho, L., Cal, J. y P. Beja (2010b). Effects of changed grazing regimes and habitat fragmentation on Mediterranean grassland birds. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 138: 27-34.

Richardson, A.J. y C.L. Wiegand (1977). Distinguishing vegetation from soil background information. *Photogrammetric engineering and remote sensing*, 43(12): 1541-1552.

Román, J., Román, F., Palma, C., Ansola, L.M. y R. Ventosa (1996). *Aves nidificantes de la provincia de Burgos*. Caja de Ahorros del Círculo Católico. Burgos. 322 pp.

Rosenzweig, M.L. (1981). A theory of habitat selection. *Ecology*, 62: 327-335.

Rouco, M., Copete, J.L., de Juana, E., Gil-Velasco, M., Lorenzo, J. A., Martín, M., Milá, B., Molina, B. y D.M. Santos (2019). *Lista de las aves de España*. Edición de 2019. SEO/BirdLife. Madrid. 53 pp.

Rufino, R. (1989). *Atlas das Aves que Nidificam em Portugal Continental*. Serviço Nacional de Parques Reservas e Conservação da Natureza. Lisboa. 215 pp.

Runge, C.A., Watson, J.E., Butchart, S.H., Hanson, J.O., Possingham, H.P. y R.A. Fuller (2015). Protected areas and global conservation of migratory birds. *Science*, 350, 1255-1258.

Sakamoto, Y., Ishiguro, M. y G. Kitagawa (1986). *Akaike Information Criterion Statistics*. D. Reidel Publishing Company.

Salamolard, M., Bretagnolle, V. y J.M. Boutin (1996). Habitat use by Montagu's Harrier, Little bustard and Stone Curlew in Western France. Crop types and spatial heterogeneity. Pp.: 209-220. En: Fernández Gutiérrez, J. y J. Sanz-Zuasti (Eds.), *Conservación de Las Aves Esteparias y su Hábitat*. Junta de Castilla y León, Valladolid. 330 pp.

Salamolard, M. y C. Moreau (1999). Habitat selection by Little Bustard *Tetrax tetrax* in a cultivated area of France. *Bird Study*, 46: 25-33.

Salomonson, V.V., Barnes, W.L., Maymon, P.W., Montgomery, H.E. y H. Ostrow (1989). MODIS: Advanced facility instrument for studies of the Earth as a system. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 27(2): 145-153.

Samprieto, F.J., Pelayo, E., Hernández, F., Cabrera, M. y J. Guiral (1998). *Aves de Aragón. Atlas de especies nidificantes*. Diputación General de Aragón e Ibercaja. Zaragoza. 568 pp.

Sampietro, F.J., Rivas, J.L., Albero, J.C., Sanz, J., Pelayo, E., Alcántara, M., García de la Morena, E.L. y M.B. Morales (2008). *Datos preliminares sobre los movimientos migratorios invernales de machos de Sisón común (Tetrax tetrax) reproductores en Aragón*. Abstracts of the XX Congreso Español de Ornitología (December 2008). Tremp, Lleida.

Santangeli, A. y P.M. Dolman (2011). Density and habitat preferences of male Little bustard across contrasting agro-pastoral landscapes in Sardinia (Italy). *European Journal of Wildlife Research*. DOI 10.1007/s10344-011-0492-3.

Santos, M., Bessa, R., Cabral, J.A., Pacheco, F.A.L., Leitao, D., Moreira, F., Pinto, M., Lecoq, M. Y J.P. Silva (2016). Impacts of land use and infrastructural changes on threatened Little Bustard *Tetrax tetrax* breeding populations: quantitative assessments using a recently developed spatially explicit dynamic modelling framework. *Bird Conservation International*, 26: 418-435.

Sanz-Pérez, A., Giralt, D., Robleño, I., Bota, G., Milleret, C., Mañosa, S. y F. Sardà-Palomera (2018). Fallow management increases habitat suitability for endangered steppe bird species through changes in vegetation structure. *Journal of Applied Ecology*, 56: 2166-2175.

Sarkar, D. (2008). *Lattice: Multivariate Data Visualization with R*. Springer. New York. 268 pp.

Sawyer, H. y M.J. Kauffman (2011). Stopover ecology of a migratory ungulate. *Journal of Animal Ecology*, 80: 1078-1087.

Sawyer, H., Kauffman, M.J., Nielson, R.M. y J.S. Horne (2009). Identifying and prioritizing ungulate migration routes for landscape-level conservation. *Ecological Applications*, 19: 2016-2025.

Schulz, H. (1985). Grundlagenforschung zur Biologie der Zwergtrappe *Tetrax tetrax*. Staatlichen Naturhistorischen Museum, Braunschweig.

Schulz, H. (1985). A review of the world status and breeding distribution of the Little Bustard. *Bustard Studies*, 2: 131-151.

Schulz, H. (1987). Biologie et protection de l'Outarde Canepetière *Tetrax tetrax*. Rapport de synthèse d'un projet de recherche des Communautés Européennes avec une bibliographie sur l'outarde canepetière.

Sehhatisabet, E.M., Abdi, F., Ashoori, A., Khaleghizadeh, A., Khani, A., Rabiei, K. y M. Shakiba (2012). Preliminary assessment of distribution and population size of wintering Little Bustards *Tetrax tetrax* in Iran. *Bird Conservation International*, 22: 279-287.

SEO (1993). *Conservation status and habitat requirements of the Little bustard*. Sociedad Española de Ornitología. Madrid.

Serrano, D., Margalida, A., Pérez-García, J., Juste, J., Traba, J., Varela, F., Carrete, M., Aihartza, J., Real, J., Mañosa, S., Flaquer, C., Garin, I., Morales, M., Alcalde, J., Arroyo, B., Sánchez-Zapata, J., Blanco, G., Negro, J., Tella, J. y J. Donazar (2020). Renewables in Spain threaten biodiversity. *Science*, 370: 1282-1283.

Shlyakhtin, G.V., Tabachishin, V.G., Khrustov, A.V. y E.V. Zav'yalov (2004). Ecological segregation of bustards (*Otididae*) in the north of the Lower Volga Region: evolutionary and adaptive aspects. *Russian Journal of Ecology*, 35 (4): 247-253.

Signer, J., Fieberg, J. y T. Avgar (2019). Animal movement tools (amt): R package for managing tracking data and conducting habitat selection analyses. *Ecology & Evolution*, 9: 880-890.

Silva, J.P. (2005). *Modelação da selecção de hábitat do Sisão Tetrax tetrax em período reproductor numa paisagem fragmentada do alto Alentejo*. Universidade de Évora. 38 pp.

Silva, J.P. (2008). Sisão (*Tetrax tetrax*). Pp.: 202-203. En: Equipa Atlas (Eds.). *Atlas das Aves Nidificantes em Portugal (199-2005)*. Instituto da Conservação da Natureza e da Biodiversidade, Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Parque Natural da Madeira e Secretaria Regional do Ambiente e do Mar. Assírio y Alvrn. Lisboa.

Silva, J.P. (2010). *Factors affecting the abundance of the Little Bustard Tetrax tetrax: implications for conservation*. PhD Thesis, University of Lisbon.

Silva, J.P., Arroyo, B., Marques, A.T., Morales, M.B., Devoucoux, P. y F. Mougéot (2022). Threats Affecting Little Bustards: Human Impacts. Pp.: 243-271. En: Bretagnolle, V., Traba, J. y M.B. Morales (Eds.). *Little bustard: Ecology and Conservation*. Wildlife Research Monographs 5. Springer. 323 pp.

Silva, J.P., Catry, I., Palmeirim, J.M. y F. Moreira (2015). Freezing heat: thermally imposed constraints on the daily activity patterns of a free-ranging grassland bird. *Ecosphere*, 6: 1-13.

Silva, J.P.; Correia, R.; Alonso, H.; Martins, R.C.; D'Amico, M.; Delgado, A.; Sampaio, H.; Godinho, C. y F. Moreira (2018). EU protected area network did not prevent a countrywide population decline in a threatened grassland bird. *PeerJ*, 6: e4284; DOI 10.7717/peerj.4284.

Silva, J.P., Estanque, B., Moreira, F. y J.M. Palmeirim (2014a). Population density and use of grasslands by female Little Bustards during lek attendance, nesting and brood-rearing. *Journal of Ornithology*, 155(1): 53-63.

Silva, J., Faria, N. y T. Catry (2007). Summer habitat selection and abundance of the threatened Little bustard in Iberian agricultural landscapes. *Biological Conservation*, 139(1): 186-194.

Silva, J.P., Juhlin, C.M., Moreira, F., Palmeirim, J.M., Correia, R.A., Marques, A.T., Silva, A. (2021b). Estudio sobre la resiliencia del hábitat de reproducción del sisón al cambio climático. Informe elaborado pelo CIBIO-InBio y Evaluación Ambiental, para la Rede Eléctrica de España.

Silva, J.P., Leitão, D., Santos, E., Moreira, F., Prego, I., Pinto, M., Lecoq, M., Catry, T. y R. Pedroso (2006). Preliminary results of the Little bustard's census in Alentejo (Portugal). Pp.: 55-59. En: Leitão, D., Jolivet, C., Rodriguez, M. y J. Tavares (Eds.) *Bustard conservation in Europe in the last 15 years: current trends, best practice and future priorities*. Bedfordshire: RSPB/BirdLife.

Silva, J.P., Marques, A.T., Bernardino, J., Allinson, T., Andryushchenko, Y., Dutta, S., Kessler, M., Martins, R.C., Moreira, F., Pallett, J., Pretorius, M.D., Scott, H.A., Shaw, J.M. y N. Collar (2022a). The effects of powerlines on bustards: How best to mitigate, how best to monitor? *Bird Conservation International*: 1-14.

Silva, J.P., Marques, A.T., Moreira, F., García de la Morena, E., Abade-Gómez, J.M., Godinho, S. (2021a). Análisis de las variaciones poblacionales del sisón (*Tetrax tetrax*) obtenidas en los censos entre 2005 y 2016 en Extremadura y cartografía predictiva. Informe elaborado pelo CIBIO-InBio y Evaluación Ambiental, para la Rede Eléctrica de España.

Silva, J.P., Marques, A.T., Gilroy, J. (2021c). Análisis de los factores ambientales y climáticos que inciden en la supervivencia del sisón (*Tetrax tetrax*). Informe elaborado pelo CIBIO-InBio y Evaluación Ambiental, para la Rede Eléctrica de España.

Silva, J.P., Martins, R.C., Marcelo, A., Moreira, F., Rocha, P., Alonso, H., Sampaio, H., Correria, R., Alcazar, R., Delgado, A. Godinho, C. y Sequeira, N. (2019). II Censo nacional de Sisão, 2016. En: Alonso, H., Teodósio, J., Andrade, J y D. Leitão (Coord.). *O estado das aves em Portugal, 2019*. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa.

Silva, J.P., Moreira, F. y J.M. Palmeirim (2017). Spatial and temporal dynamics of lekking behaviour revealed by high-resolution GPS tracking. *Animal Behaviour*, 129, 197-204.

Silva, J.P., Palmeirin, J.M., Alcazar, R., Correira, R., Delgada, A. y F. Moreira (2014b). A spatially explicit approach to assess the collision risk between birds and overhead power lines: A case study with the Little bustard. *Biological Conservation*, 170: 256-263.

Silva, J.P., Palmeirin, J.M. y F. Moreira (2010). Higher breeding densities of the threatened Little bustard *Tetrax tetrax* occur in larger grassland fields: Implications for conservation. *Biological Conservation*, 143: 2553-2558.

Silva, J.P. y M. Pinto (2006). Relatório Final da Acção 2 do Projecto Life Natureza Conservação do Sisão no Alentejo (LIFE02NAT/P/8476): inventariação dos núcleos do Alentejo. Instituto da Conservação da Natureza. Relatório não publicado. 30 pp.

Silva, J.P., Pinto, M. y J.M. Palmeirim (2004). Managing landscapes for the Little bustard *Tetrax tetrax*: lessons from the study of winter habitat selection. *Biological Conservation*, 117: 521-528.

Silva, J.P., Santos, M., Queirós, L., Leitão, D., Moreira, F., Pinto, M., Leqoc, M. y J.A. Cabral (2010). Estimating the influence of overhead transmission power lines and landscape context on the density of little bustard *Tetrax tetrax* breeding populations. *Ecological Modelling*, 221: 1954-1963.

Singh, N.J., Allen, A.M. y G. Ericon (2016). Quantifying migration behaviour using net squared displacement approach: Clarifications and caveats. *PLoS One*, 11.

Smith, L.W., Goering, H.K. y C.H. Gordon (1972). Relationships of forage compositions with rates of cell-wall digestion and indigestibility of cell-walls. *Journal of Dairy Science*, 55: 1140-1147.

Somero, G.N. (2010). The physiology of climate change: how potentials for acclimatization and genetic adaptation will determine 'winners' and 'losers.' *Journal of Experimental Biology*, 213: 912-920.

Stephens, D.W. y J.R. Krebs (1986). *Foraging theory*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, USA. 262 pp.

Suárez, F., Naveso M.A. y E. de Juana (1997). Farming in the drylands of Spain: birds of the pseudosteppes. Pp.: 297-330. En: Pain, D.J. y M.W. Pienkowski (Eds.): *Farming and birds in Europe: the common agricultural policy and its implications for bird conservation*. Academic Press. San Diego. 436 pp.

Suárez-Seoane, S., García de la Morena, E.L., Morales, M.B., Osborne, P. y E. de Juana (2008). Maximum entropy niche-based modelling of seasonal changes in Little bustard (*Tetrax tetrax*) distribution. *Ecological Modelling*, 219: 17-29.

Suárez-Seoane, S., Osborne, P.E. y J.C. Alonso (2002). Large-scale habitat selection by agricultural steppe birds in Spain: identifying species-habitat responses using generalized additive models. *Journal of Applied Ecology*, 39: 755-771.

Suárez-Seoane, S., Osborne, P.E. y A. Rosema (2004). Can climate data from METEOSAT improve wildlife distribution models? *Ecography*, 27: 629-636.

Swart, N.C., Cole, J.N.S, Kharin, V.V., Lazare, M., Scinocca, J.F., Gillett, N.P., Anstey, J., Arora, V., Christian, J.R., Jiao, Y., Lee, W.G., Majaess, F., Saenko, O.A., Seiler, C., Seinen, C., Shao, A., Solheim, L., von Salzen, K., Yang, D., Winter, B. y M. Sigmund (2019). CCCma CanESM5 model output prepared for CMIP6 C4MIP. *Earth System Grid Federation*. <https://doi.org/10.22033/ESGF/CMIP6.1301>.

Swets, J.A. (1988). Measuring the Accuracy of Diagnostic Systems. *Science*, 240(4857): 1285-1293.

Takemura, T. (2019). MIROC MIROC6 model output prepared for CMIP6 AerChemMIP. *Earth System Grid Federation*. <https://doi.org/10.22033/ESGF/CMIP6.9121>

Tarjuelo, R., Barja, I., Morales, M.B., Traba, J., Benítez-López, A., Casas, F., Arroyo, B., Delgado, P. y F. Mougeot (2015). Effects of human activity on physiological and behavioral responses of an endangered steppe bird. *Behavioral Ecology*, 26: 828–838.

Tarjuelo, R., Morales, M.B., Arroyo, B., Mañosa, S., Bota, G., Casas, F. y J. Traba (2017a). Intraspecific and interspecific competition induces density-dependent habitat niche shifts in an endangered steppe bird. *Ecology and Evolution*, 2017(0): 1–11.

Tarjuelo, R., Delgado, M.P., Bota, G., Morales, M.B., Traba, J., Ponjoan, A., Hervás, I. y S. Mañosa (2013). Not only habitat but also sex: Factors affecting spatial distribution of Little Bustard *Tetrax tetrax* families. *Acta Ornithologica*, 48(1): 119–128.

Tarjuelo, R., Traba, J., Morales, M.B. y D.W. Morris (2017b). Isodars unveil asymmetric effects on habitat use caused by competition between two endangered species. *Oikos*, 126: 73–81.

Tellería, J.L. (1981). *La migración de las aves en el Estrecho de Gibraltar. Vol II. Aves no planeadoras*. Universidad Complutense. Madrid. 491 pp.

Therneau, T. (2022). A Package for Survival Analysis in R. R package version 3.4-0. <https://CRAN.R-project.org/package=survival>.

Therneau, T., Atkinson, B. y B. Ripley (2018). *rpart: recursive Partitioning and Regression Trees*. R package version 4.1.16. Retrieved from <https://github.com/bethatkinson/rpart>

Traba, J. y M.B. Morales (2019). The decline of farmland birds in Spain is strongly associated to the loss of fallowland. *Scientific Reports*, 9: 9473.

Traba, J., Morales, M.B., Carmona, C.P. y M.P. Delgado (2015). Resource partitioning and niche segregation in a steppe bird assemblage. *Community Ecology*, 16(2): 178–188.

Traba, J., Morales, M.B., García de la Morena, E.L., Delgado M.P. y A. Kristin (2008). Selection of breeding territory by Little bustard (*Tetrax tetrax*) males in central Spain: the role of arthropod availability. *Ecological Research*, 23. 615–622.

Traba, J. y C. Pérez-Granados (2022). Extensive sheep grazing is associated with trends in steppe birds in Spain: recommendations for the Common Agricultural Policy. *PeerJ*, 10, e12870.

Tucker, M.G. y M.I. Evans (1997). *Habitats for birds in Europe. A conservation strategy for the wider environment*. BirdLife Conservation series No. 6. BirdLife International. 465 pp.

Tucker, G.M. y M.F. Heath (1994). *Birds in Europe: their conservation status*. BirdLife International (Conservation Series No. 3). Cambridge, United Kingdom. 600 pp.

Turner, D.P., Ritts, W.D., Cohen, W.B., Gower, S.T., Running, S.W., Zhao, M., et al. (2006). Evaluation of MODIS NPP and GPP products across multiple biomes. *Remote sensing of environment*, 102(3-4): 282-292.

Urban, M.C. (2015). Accelerating extinction risk from climate change. *Science*, 348: 571-573.

Valerio, F., Ferreira, E., Godinho, S., Pita, R., Mira, A., Fernandes, N. y S.M. Santos (2020). Predicting microhabitat suitability for an endangered small mammal using sentinel-2 data. *Remote Sensing*, 12(3): 562.

Van Vuuren, D.P., Kriegler, E., O'Neill, B.C., Ebi, K.L., Riahi, K., Carter, T.R., Edmonds, J., Hallegatte, S., Kram, T., Mathur, R. y H. Winkler (2014). A new scenario framework for Climate Change Research: scenario matrix architecture. *Climatic Change*, 122: 373-386.

Villarino, A., González, S. y F. Bárcena (2002). *Vertebrados da Limia, dende a lagoa de Antela ós nosos días. I. Aves: Gaviiformes a Piciformes*. Limia produccions. Ourense. 302 pp.

Villanúa, D., Casas, F., Viñuela, J., Cortázar, C., García de la Morena, E. y M.B. Morales (2007). First occurrence of *Eucoleus contortus* in a Little bustard *Tetrax tetrax*: negative effect of Red-legged partridge *Alectoris rufa* releases on steppe bird conservation? *Ibis*, 149: 405-406.

Villers, A. (2010). *Écologie Spatiale, Processus Comportementaux et dynamiques des populations d'une Espèce Menacée, l'Outarde Canepetière*. Tesis doctoral. University of Paris VI. Paris.

Villers, A., Millon, A., Jiguet, F., Lett, J.M., Attie, C., Morales M.B y B. Bertagnolle (2010). Migration of wild and captive-bred Little bustards *Tetrax tetrax*: releasing birds from Spain threatens attempts to conserve declining French populations. *Ibis*, 152(2): 254-261.

Walther, G.R., Post, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C., Beebee, T.J., ... y F. Bairlein (2002). Ecological responses to recent climate change. *Nature*, 416: 389-395.

Wang, J., Rich, P.M. y K.P. Price (2003). Temporal responses of NDVI to precipitation and temperature in the central Great Plains, USA. *International Journal of Remote Sensing*, 24: 2345-2364.

Wegge, P. y J. Rolstad (1986). Size and spacing of Capercaillie leks in relation to social behavior and habitat. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 19: 401-408.

Wood, S. (2006). *Generalized additive models: an introduction with R*. CRC Press, Boca Raton, Florida, USA.

Wood, E.M., Pidgeon, A.M., Radeloff, V.C. y N.S. Keuler (2012). Image texture as a remotely sensed measure of vegetation structure. *Remote Sensing of Environment*, 121: 516-526.

Wolff, A., Dieulevent, T., Martin, J.L. y V. Bretagnolle (2002) Landscape context and Little bustard abundance in a fragmented steppe: implications for reserve management in mosaic landscapes. *Biological Conservation*, 107: 211-220.

Wolff, A., Paul, J.P., Martin, J.L. y V. Bretagnolle (2001). The benefits of extensive agriculture to birds: the case of the Little bustard. *Journal of Applied Ecology*, 38: 963-975.

Xingyi G., Weikang, Y., Qiao, J., Yao, J. y K. Xu (2008). Distribution and status of bustards in China. *Frontiers of Biology in China*, 3: 385-391.

Yousefi, M., Kafash, A., Malakoutikhah, S., Ashoori, A., Khani, A., Mehdizade, Y., Ataei, F., Ilanloo, S.S., Rezaei, H.R. y J.P. Silva (2018). Distance to international border shapes the distribution pattern of the growing Little bustard *Tetrax tetrax* winter population in Northern Iran. *Bird Conservation International*, 28: 499-508.

Yukimoto, S., Koshiro, T., Kawai, H., Oshima, N., Yoshida, K., Urakawa, S., Tsujino, H., Deushi, M., Tanaka, T., Hosaka, M., Yoshimura, H., Shindo, E., Mizuta, R., Ishii, M., Obata, A. y Y. Adachi (2019). MRI MRI-ESM2.0 model output prepared for CMIP6 AerChemMIP. *Earth System Grid Federation*. <https://doi.org/10.22033/ESGF/CMIP6.633>

Zamorano, J.M. (2022). El Sisón (*Tetrax tetrax*). Pp.: 77. En: Zamorano, J.M. *Avetimología. El origen de los nombres de las aves de Europa*. Ediciones Omega. 446 pp.

Zuur, A.F., Leno, E.N., Walker, N., Saveliev, A.A. y G.M. Smith (2009). *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. Springer, New York.

ANEXOS

ANEXO 1.

Ejemplares de sisón común (*Tetrax tetrax*) marcados en España y Portugal

INDIVIDUOS	AÑO	TEMPORADA	ÁREA DE CAMPEO (KM ²)	N.º DE ÁREAS DE CAMPEO	ÁREA NÚCLEO (KM ²)	N.º DE ÁREAS DE LAS ÁREAS NÚCLEO
LB01	2009	verano	4,493	-	0,567	-
LB02	2009	reproducción	0,088	1	0,0101	2
		verano	1,974	-	0,262	-
LB03	2009	reproducción	0,077	1	0,010	1
		verano	5,342	-	0,503	-
LB02	2010	reproducción	0,839	3	0,092	3
		verano	11,747	-	1,188	-
LB03	2010	reproducción	0,740	2	0,018	2
		verano	5,421	-	0,411	-
	2011	reproducción	0,815	2	0,062	2
		verano	6,409	-	0,829	-
	2012	reproducción	0,302	4	0,011	1
LB04	2014	verano	6,409	-	0,829	-
LB05	2014	reproducción	0,871	2	0,024	2
		verano	1,788	-	0,486	-
LB06	2014	reproducción	0,120	3	0,023	1
		verano	3,295	-	0,776	-
		invierno	3,915	-	0,483	-
LB07	2014	reproducción	0,053	1	0,009	3
		verano	0,665	-	0,142	-
LB08	2015	reproducción	0,682	3	0,080	7
		verano	*	-	0,927	-
LB09	2015	reproducción	0,531	3	0,012	1
		verano	*	-	0,526	-
		invierno	*	-	0,602	-

INDIVIDUOS	AÑO	TEMPORADA	ÁREA DE CAMPEO (KM ²)	N.º DE ÁREAS DE CAMPEO	ÁREA NÚCLEO (KM ²)	N.º DE ÁREAS DE LAS ÁREAS NÚCLEO
LB10	2015	verano	*	-	1,696	-
		invierno	*	-	0,999	-
LB11	2015	reproducción	1,435	3	0,277	4
		verano	1,307	-	0,215	-
		invierno	*	-	3,852	-
LB12	2015	reproducción	0,092	2	0,008	1
		verano	20,145	-	2,149	-
		invierno	7,243	-	0,784	-
LB13	2015	residente	28,572	-	2,737	-
		reproducción	2,740	4	0,099	7
LB14	2015	reproducción	0,434	3	0,060	4
		verano	3,942	-	0,434	-
		invierno	4,873	-	0,318	-
LB15	2015	reproducción	0,251	1	0,035	-
		verano	1,405	-	0,158	-
LB09	2016	verano	*	-	0,116	-
LB10	2016	reproducción	13,144	4	0,051	3
		verano	*	-	1,436	-
		invierno	*	-	0,719	-
LB11	2016	reproducción	0,222	1	0,015	3
LB12	2016	reproducción	0,961	2	0,055	3
LB10	2017	verano	*	-	0,190	-
LB16	2017	reproducción	0,154	1	0,013	1
		verano	1,395	-	0,264	-
LB17	2017	verano	*	-	0,275	-
LB18	2017	residente	*	-	0,308	-
LB19	2017	residente	*	-	1,572	-
LB20	2017	verano	*	-	0,275	-
		invierno	5,800	-	0,797	-

INDIVIDUOS	AÑO	TEMPORADA	ÁREA DE CAMPEO (KM ²)	N.º DE ÁREAS DE CAMPEO	ÁREA NÚCLEO (KM ²)	N.º DE ÁREAS DE LAS ÁREAS NÚCLEO
LB21	2017	invierno	13,889	-	0,744	-
LB22	2018	reproducción	2,269	4	0,083	4
		verano	5,880	-	0,387	-
LB23	2018	verano	*	-	0,7246606	-
LB24	2018	verano	9,298	-	1,094	-
LB25	2018	verano	5,947	-	0,481	-
		invierno	13,172	-	0,706	-
LB16	2018	reproducción	0,313	1	0,052	2
		invierno	*	-	0,069	-
		verano	2,068	-	0,254	-
LB20	2018	reproducción	0,277	1	0,026	2
		verano	*	-	1,556	-
		invierno	3,232	-	0,340	-
LB26	2018	residente	3,915	-	0,483	-
LB27	2019	reproducción	1,940	4	0,183	4
		verano	8,557	-	1,117	-
		invierno	4,747	-	0,731	-
LB28	2019	reproducción	3,532	1	0,622	4
		verano	8,627	-	1,208	-
		invierno	6,984	-	1,101	-
LB29	2019	reproducción	3,135	2	0,226	8
		verano	2,401	-	0,218	-
		invierno	14,377	-	1,582	-
LB30	2019	verano	6,947	-	0,858	-
		invierno	*	-	0,982	-
LB16	2019	reproducción	6,587	2	0,239	7
		invierno	*	-	0,244	-
		verano	1,428	-	0,280	-

INDIVIDUOS	AÑO	TEMPORADA	ÁREA DE CAMPEO (KM ²)	N.º DE ÁREAS DE CAMPEO	ÁREA NÚCLEO (KM ²)	N.º DE ÁREAS DE LAS ÁREAS NÚCLEO
LB20	2019	reproducción	0,864	1	0,056	2
		verano	9,146	-	1,363	-
		invierno	*	-	1,968	-
LB31	2019	verano	5,849	-	0,253	-
		invierno	31,896	-	3,949	-
LB32	2020	verano	4,189	-	0,309	-
LB28	2020	reproducción	6,006	5	0,764	4
		verano	2,646	-	0,116	-
LB29	2020	reproducción	4,114	4	0,056	2
		verano	1,890	-	0,224	-
		invierno	*	-	1,287	-
LB30	2020	verano	*	-	0,393	-
LB16	2020	reproducción	2,220	3	0,093	4
LB33	2020	verano	*	-	1,239	-
		invierno	6,192	-	0,720	-
LB34	2020	verano	17,479	-	2,013	-
		invierno	*	-	3,016	-
LB35	2020	verano	*	-	0,824	-
		invierno	5,307	-	0,622	-
LB31	2020	verano	8,182	-	0,649	-
LB20	2020	reproducción	0,462	2	0,054	1
LB36	2020	reproducción	1,417	2	0,108	5
LB37	2020	reproducción	0,573	3	0,010	2
		verano	3,875	-	0,673	-
LB27	2020	reproducción	2,694	-	0,069	2

Tabla A1.1. Individuos monitoreados entre 2009 y 2021, que fueron capturados en el Alentejo (Portugal) o en Extremadura (España). Se representa para cada individuo la información sobre el año monitoreado, la estación, las áreas de campeo estimadas y las áreas núcleo. El número de áreas independientes se estimó para las áreas de campeo reproductoras y sus áreas núcleo. Los individuos están organizados por año. *Valores eliminados debido a interpolaciones gruesas y malos ajustes a los puntos GPS.

ANEXO 2.

Zonas de reproducción y Áreas de campeo invernales de dos machos de sisón común (*Tetrax tetrax*) rastreados.

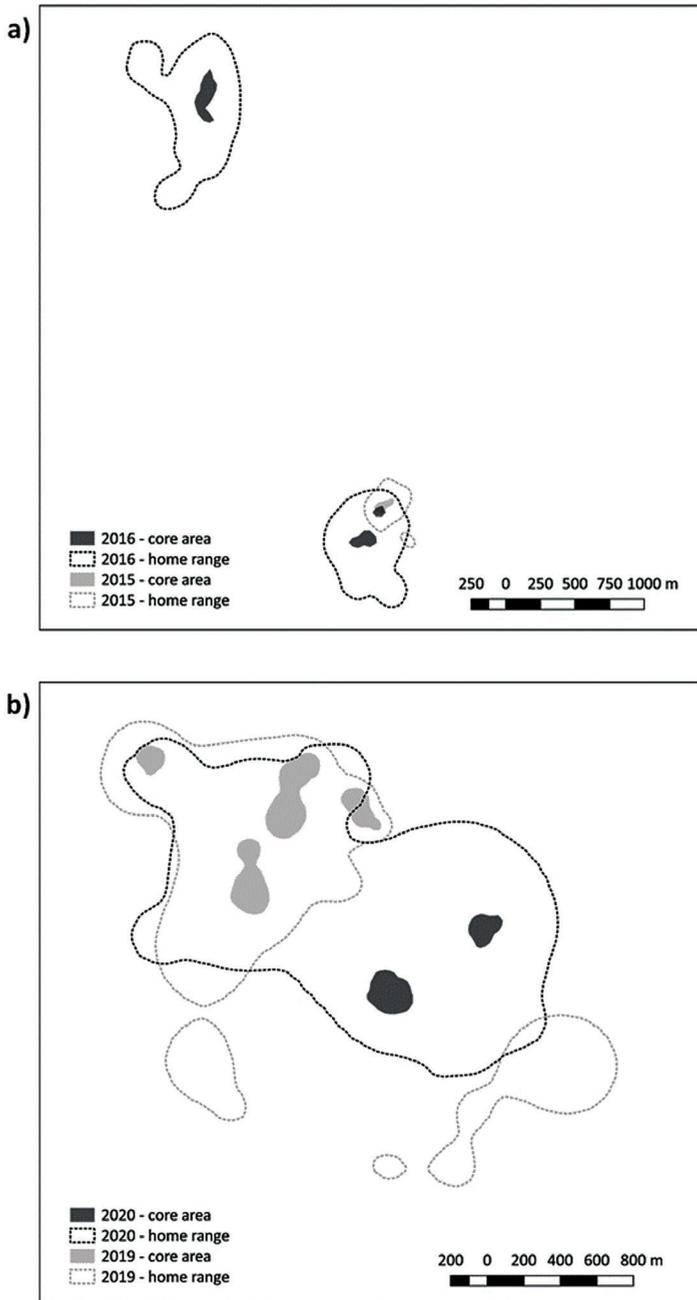


Figura A2.1. Zonas de reproducción ("home range") y áreas núcleo ("core area") respectivas de dos machos de sisón común (*Tetrax tetrax*) rastreados. Ambos individuos fueron rastreados durante más de un año consecutivo.

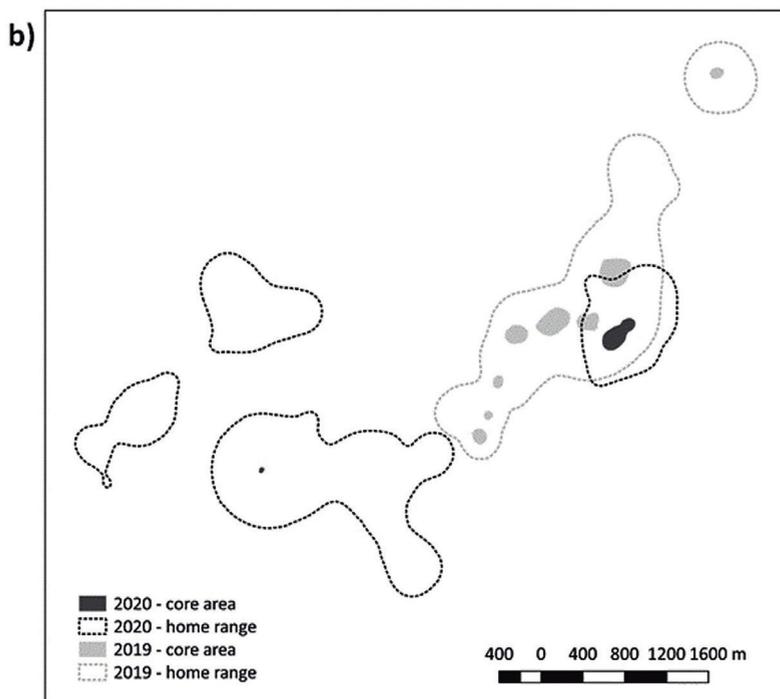
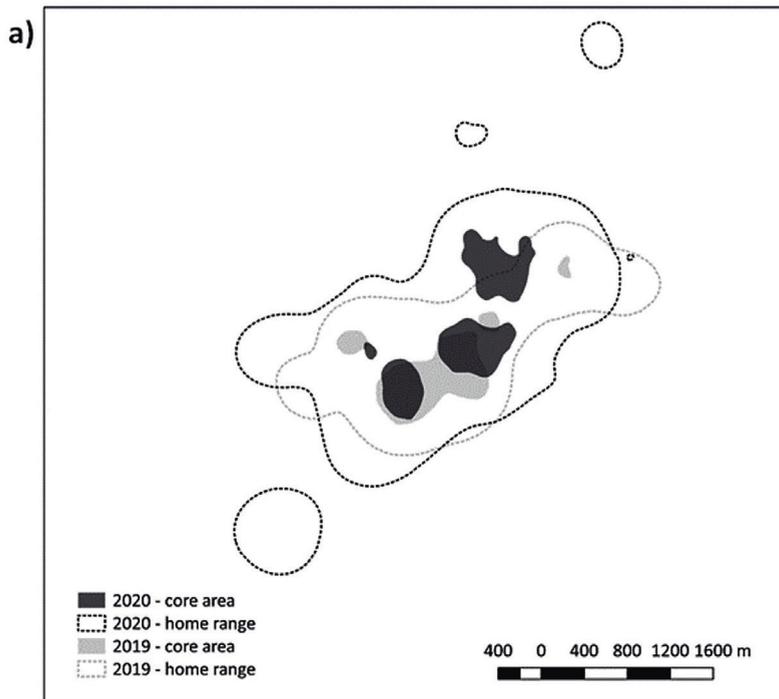


Figura A2.2. Zonas de reproducción (“home range”) y áreas núcleo (“core area”) respectivas de dos machos de sisón común (*Tetrax tetrax*) rastreados. Ambos individuos fueron rastreados durante más de un año consecutivo.

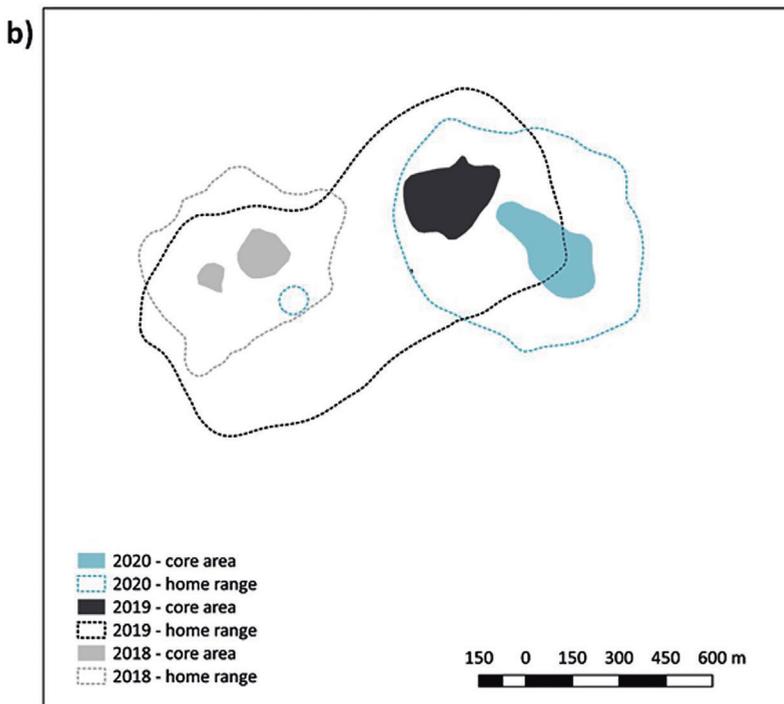
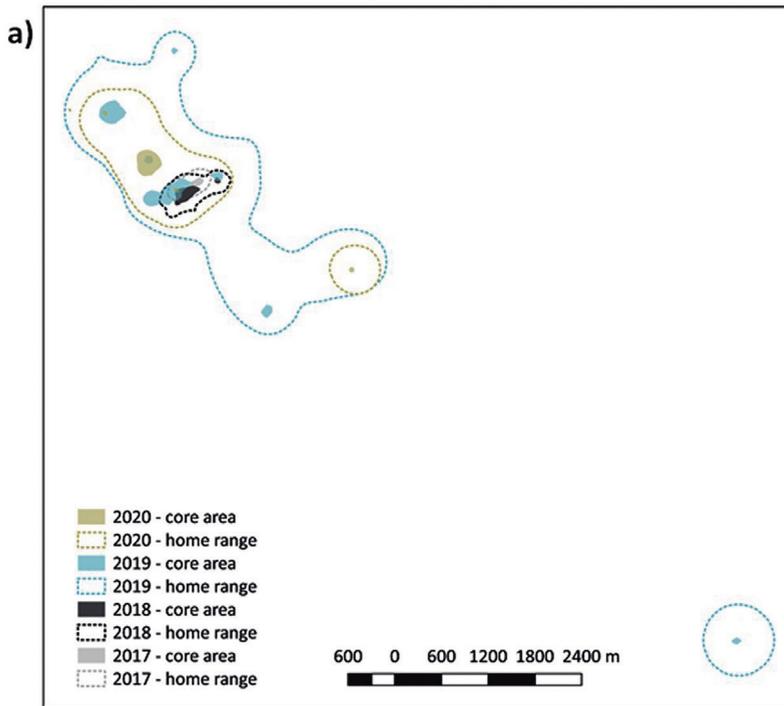


Figura A2.3. Zonas de reproducción (“home range”) y áreas núcleo (“core area”) respectivas de dos machos de sisón común (*Tetrax tetrax*) rastreados. Ambos individuos fueron rastreados durante más de un año consecutivo.

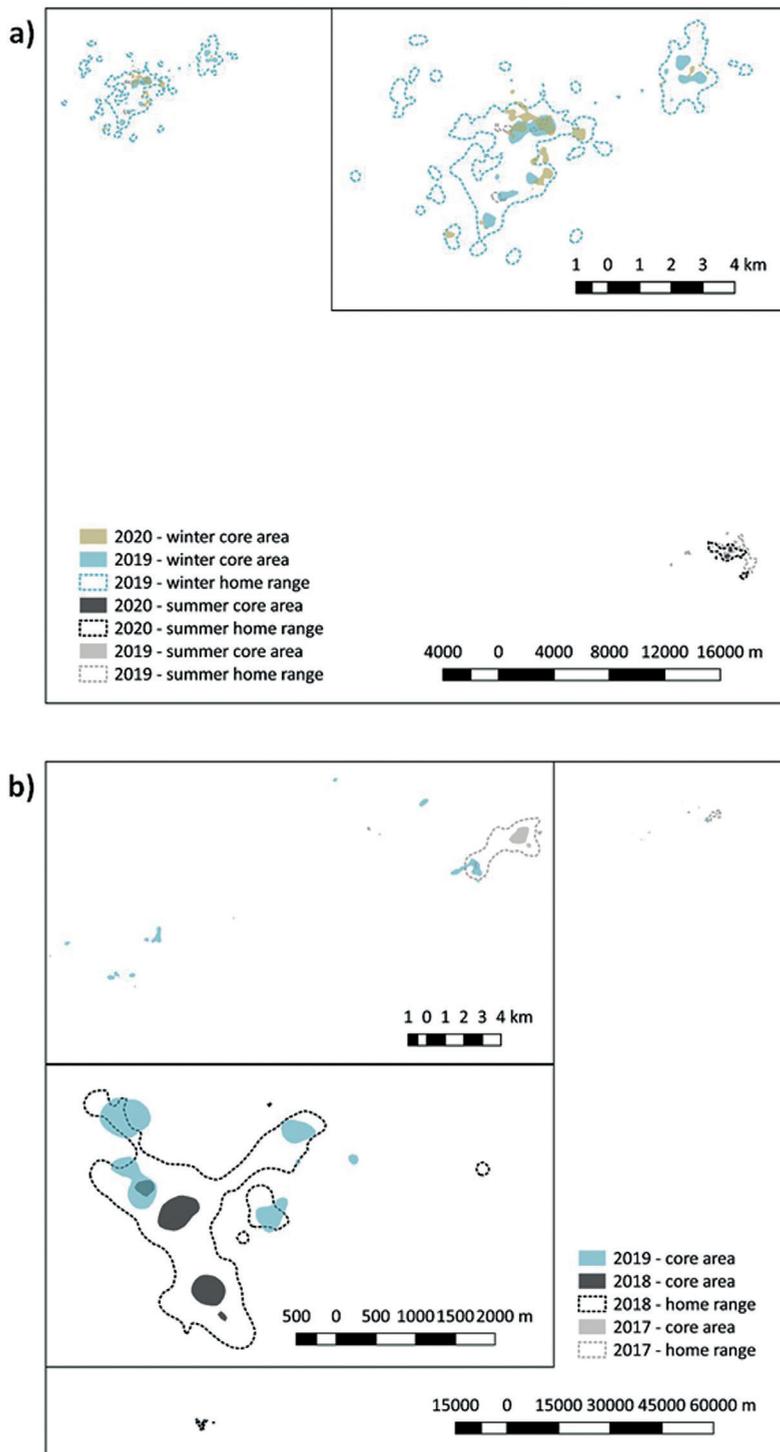


Figura A2.4. Áreas de campeo invernales (“home range”) y áreas núcleo (“core area”) respectivas de dos machos de sisón común (*Tetrax tetrax*) monitoreados. Ambos individuos fueron monitoreados durante más de un año consecutivo.

