



2025 | 16-20
GIJÓN | JUNIO

9º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

9CFE-1204

Actas del Noveno Congreso Forestal Español
Edita: **Sociedad Española de Ciencias Forestales. 2025.**
ISBN: **978-84-941695-7-1**

Organiza





Avifauna en cultivos de chopos híbridos y en prados con chopos cabeceros en el valle del río Pancrudo (Teruel)

DE JAIME LORÉN, CH. (1)

(1) Centro de Estudios del Jiloca.

Resumen

El chopo cabecero es la denominación que recibe el álamo negro (*Populus nigra*) gestionado como trasmochos en el sur de Aragón. Este sistema tradicional de manejo permitió históricamente compatibilizar el aprovechamiento de los pastos ribereños con el suministro de madera en territorios deforestados de la cordillera Ibérica. Durante el último tercio del siglo XX hasta la actualidad el cultivo del álamo negro del Canadá (*Populusxcanadensis*) se ha extendido en las vegas y riberas de la mitad norte de la península Ibérica. Ambos sistemas agroforestales presentan notables diferencias en cuanto a su manejo lo que condiciona tanto la estructura como la composición de la vegetación y las comunidades de aves que mantienen.

El estudio ha comparado la avifauna de prados con chopos cabeceros con la de los cultivos de chopos canadienses. Se han estudiado las comunidades de aves diurnas en un mismo paraje del río Pancrudo (Teruel) registrando aquellas especies vinculadas a la vegetación arbórea durante un ciclo anual. Los resultados obtenidos muestran que pese a que la abundancia ha sido superior en los cultivos de chopo canadiense (514 aves) frente a las dehesas con chopos cabeceros (374 aves), la riqueza y la diversidad específica han sido superiores en estas últimas (36 especies y 2,74, respectivamente) que en los citados cultivos intensivos (34 y 1,58).

Palabras clave

Populicultura, trasmochos, aves, riberas, agrosilvopastoralismo.

1. Introducción

La presencia de agua en el suelo permite que los bosques de ribera sean uno de los ecosistemas más productivos a nivel mundial (BRINSON & VERHOVEN, 1999). Esto se traduce en unas comunidades biológicas complejas, con una biodiversidad y unas densidades en las poblaciones muy superiores a las de otros ambientes de su entorno (GUTIÉRREZ y BECERRA, 2018). Su naturaleza lineal permite que funcionen como corredores biológicos, complementando y enriqueciendo a los ecosistemas que atraviesan, lo que es especialmente relevante en territorios con climas secos, como la Iberia mediterránea (SÁNCHEZ-MATA y DE LA FUENTE, 1986).

Es por ello que la avifauna de los sotos fluviales destaca por los elevados valores de riqueza, diversidad biológica y densidad, en relación con la de los ecosistemas próximos cuya productividad depende directamente del régimen de



precipitaciones (MARCHANT & HYDE, 1980; DECAMPS et al., 1987; ROCHE, 1987). Su importancia se manifiesta todavía más en aquellas zonas en las que los bosques climáticos se han transformado en espacios agrícolas (TELLERÍA et al., 1988).

La proximidad del agua y la fertilidad de las llanuras de inundación favorecieron históricamente la transformación de los bosques ribereños en tierras de cultivo. Los sotos se redujeron a unas estrechas bandas paralelas a los ríos, de estructura simplificada y menor diversidad biológica. Los avances tecnológicos del siglo XX aplicados a la intensificación agrícola facilitaron la canalización de los cauces (RAPPE et al., 1978; BROOKER, 1985), el drenaje de los prados húmedos y la roturación de los reductos de bosque ribereño para la implantación de cultivos forestales intensivos, en muchos casos de chopos híbridos (JAIME, 1956).

En las últimas décadas se han realizado diversos estudios para caracterizar las comunidades orníticas de las riberas (CAROTHER et al., 1974; SERRANO et al., 1997; VELASCO y BLANCO, 2000; MOLINA, 2002; DE JAIME et al., 2006; VILLARÁN et al., 2013; VELAZCO et al., 2022).

Las aves forestales responden con rapidez a los cambios en el hábitat por lo que son un indicador útil para evaluar el estado de la diversidad biológica y de conservación de los bosques. Por ello, ante la transformación generalizada de riberas producida durante las últimas décadas, se han sucedido estudios específicos con el objetivo de conocer las comunidades orníticas riparias tras la pérdida de hábitat (SMITH, 1975; STAUFFER y BEST, 1980; GAINZARAIN, 1990; DE JAIME et al., 2007 y RODRÍGUEZ, 2015). Una buena parte de las investigaciones se han centrado en el conocimiento de la comunidad de aves nidificantes en las riberas mientras que otros, además, incluyen a las invernantes, siendo escasas las que analizan las comunidades durante un ciclo anual completo, metodología que ofrece una perspectiva más amplia para conocer la composición, estructura y dinámica poblacional.

En la segunda mitad del siglo XX se produjo en Europa (ARNOULD et al., 1988), y en España (MITECO, 2021), la expansión de la populicultura. Terrenos agrícolas, prados húmedos y bosques de ribera se han dedicado al cultivo de chopos de variedades híbridas (*Populus x canadensis*) de alto rendimiento (Figura 1). Ello ha motivado la realización de investigaciones dirigidas a determinar el impacto de esta actividad, comparando la avifauna de los sotos fluviales y la de los cultivos de chopos euroamericanos (ZOLLINGER & GENOUD, 1979). En España también se ha estudiado para demostrar los beneficios de estas repoblaciones en la avifauna nidificante y su similitud con la de los bosques de ribera (RODRÍGUEZ y RUIZ, 2001).



Figura 1. Cultivo de chopos canadienses o euroamericanos

El cultivo del álamo o chopo negro (*Populus nigra*) y su manejo como árbol trasmocho, conocido como chopo cabecero (Figura 2), ha sido desde hace varios siglos una solución encontrada en algunos territorios de montaña muy afectados por la deforestación con el objeto de compatibilizar el aprovechamiento de los pastos en las riberas y la producción de madera de obra y leña.

La corta a turnos de unos 15 años de la totalidad de las ramas a una altura del tronco que resultara inaccesible al ganado, aseguraba la viabilidad del rebrote y garantizaba la producción de nuevos fustes. Los agricultores plantaban líneas de chopos en la confrontación de sus campos con el río y los concejos hacían lo propio en terrenos comunales susceptibles de inundarse durante las avenidas, aprovechando estos espacios para el pastoreo. En la Península Ibérica, este sistema agrosilvoganadero se extendió en zonas montañosas, con especial éxito en la cordillera Ibérica (DE JAIME y HERRERO, 2007).



Figura 2. Dehesa fluvial de chopos cabeceros

La reiteración de la escamonda estimula la renovación del ramaje, mientras que los troncos siguen engrosándose y, con el tiempo, presentan rasgos seniles, como el desarrollo de huecos y la acumulación de madera muerta. Las arboledas de chopos cabeceros presentan una fisonomía similar a la de prados arbolados, con un estrato herbáceo aprovechado como pasto y un estrato arbóreo formado por árboles añosos (CAMARERO et al., 2022). Estos agroecosistemas tradicionales comienzan a ser estudiados por su capacidad para ofrecer hábitat para la vida silvestre (LORENTE, 2019 y OUTERELO et al., 2022).

Los chopos cabeceros y los chopos híbridos son pues dos modalidades de cultivo forestal. Ambos ocupan las llanuras de inundación de numerosos ríos ibéricos, en ocasiones, en las mismas vegas. Uno y otro, sin embargo, siguen sistemas de gestión muy diferentes lo que se traduce tanto en la estructura como en la composición de la vegetación lo que puede influir en la comunidad de aves (GIL et al., 2009).

2. Objetivos

El presente estudio compara la comunidad de aves de los prados arbolados de chopos cabeceros con las de los cultivos intensivos de chopos euroamericanos mediante la observación directa en el campo y durante un ciclo anual.

3. Área de estudio y metodología

El estudio se ha realizado en un tramo de la ribera del río Pancrudo situado entre las localidades de Navarrete del Río y Cutanda, en el término municipal de Calamocha (Teruel). El paraje, conocido como la Vega, está comprendido entre las coordenadas 40° 54' 56" - 40° 54' 49" de latitud N, y 1° 13' 48" - 1° 13' 18" de longitud W y a una altitud de 920 m.s.n.m. (Figura 3)

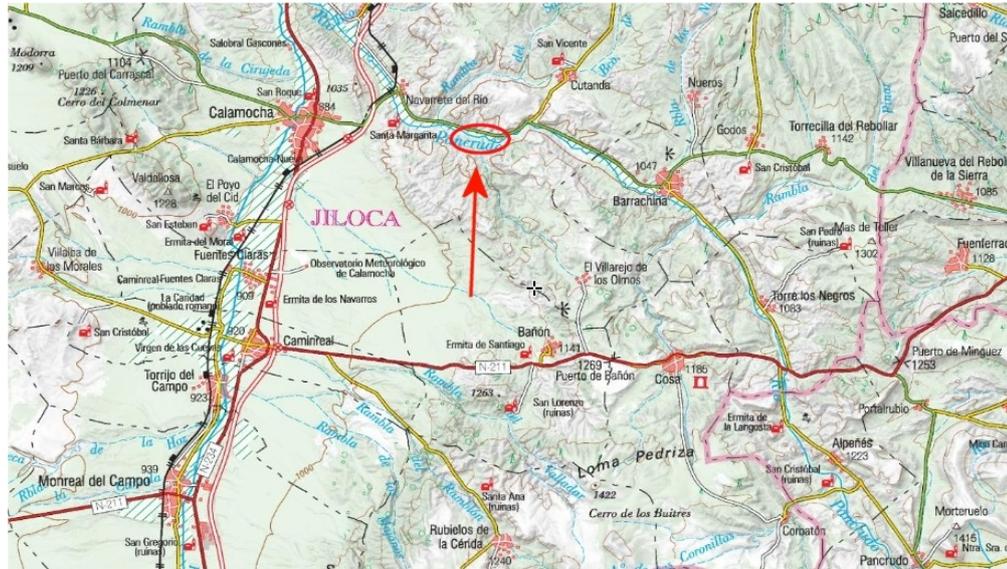


Figura 3. Ubicación de la zona de estudio.

Los materiales geológicos de este sector del valle del río Pancrudo son calizas y margas depositadas durante el Mioceno en ambientes lacustres, así como gravas y arenas cuaternarias de origen fluvial en el fondo del valle. En cuanto a la geomorfología, la erosión de los sedimentos miocenos ha creado una serie de muelas separadas por barrancos y una estrecha llanura de inundación.

El clima de la zona es submediterráneo continental frío (CUADRATS et al., 2007). La temperatura media anual es de 10 °C y se caracteriza por las oscilaciones diarias y estacionales. Las mínimas pueden ser muy acusadas y las heladas invernales, más frecuentes de lo que correspondería por altitud, tienen larga duración y gran intensidad por la inversión térmica. Las precipitaciones medias anuales son de unos 400 mm y se concentran en primavera y otoño, aunque no son raras las tormentas estivales; sin embargo, el invierno es seco.

El río Pancrudo tiene de 45 km de longitud y una cuenca de 468 km² de superficie. Es el principal afluente del río Jiloca, cuyas aguas alimentan al Jalón, uno de los principales afluentes del río Ebro procedentes de la cordillera Ibérica. Su módulo anual es de 0,56 m³/s (DEL VALLE et al., 2007). Presenta una notable irregularidad interanual, pudiendo oscilar su aportación anual entre los 1,24 hm³ (1994-1995) y los 46,28 hm³ (1959-1960) y sigue fielmente el régimen de precipitaciones.

La vegetación del territorio estudiado es la propia de la región Mediterránea y, en particular, de la provincia Castellano-Maestrazgo-Manchega. Bajo un punto de vista bioclimático se encuentra en el piso supramediterráneo y le corresponde un ombroclima seco. Se incluye en las series supra-meso mediterránea castellano-alcarreño-manchega de *Quercus faginea* o roble quejigo, supramediterránea maestracense y celtibérico-alcarreña de *Juniperus thurifera* o sabina albar y la geomegaserie riparia mediterránea y regadíos (RIVAS-MARTÍNEZ, 1987).

El paisaje vegetal actual de los montes del entorno es un mosaico formado por cultivos herbáceos de secano (cebada, girasol y leguminosas forrajeras) y por un matorral ralo compuesto por lastón (*Brachypodium retusum*), tomillo (*Thymus vulgaris*), salvia (*Salvia lavandulifolia*) y aliaga (*Genista scorpius*). En las umbrías el matorral se enriquece con escaramujo (*Rosa canina*) y espino albar (*Crataegus monogyna*) y con bosquetes de roble quejigo y de sabina albar.

En la llanura de inundación predominan los cultivos de herbáceas (cebada, alfalfa y girasol) y de chopos híbridos euroamericanos, todos ellos en pequeñas parcelas. Aquellos sectores con peor drenaje fueron dedicados a unos pastos arbolados de estructura adhesada con un estrato herbáceo compuesto por junqueras (*Scirpus holoschoenus*) y otras plantas higrófilas y otro arbóreo formado por sauces y chopos trasmochos. En las orillas del río el carrizo (*Phragmites australis*), que tiende a invadir las parcelas agrícolas tan pronto dejan de laborearse.

Un estudio basado en la hidrogeomorfología, la vegetación de ribera, el hábitat fluvial, los macroinvertebrados bentónicos y los peces señaló que el estado ecológico del río Pancrudo es mediocre (GRAU y GONZÁLEZ, 2007) debido a la detración de caudales, los vertidos sin depurar, la contaminación por fertilizantes agrícolas y las modificaciones del cauce y del soto.

Para caracterizar las comunidades orníticas de los cultivos de chopos híbridos y de las dehesas de sauces y chopos trasmochos se seleccionaron, para cada caso, tres parcelas de una superficie similar (media de 0,9 ha) situadas en la zona de estudio (Figura 4).



Figura 4. Distribución de las parcelas estudiadas.



El método de censo utilizado ha sido el de la estación de escucha que aporta datos relativos de la composición cuantitativa de ornitocenosis (BLONDEL et al., 1970). Consiste en situarse en un punto del ambiente a estudiar desde el que se hace una estima del número de aves vistas u oídas durante un tiempo determinado. Este valor, obtenido en condiciones óptimas de observación, se conoce como índice puntual de abundancia.

En el estudio se ha adaptado este método. El tiempo de muestreo en cada estación se ha reducido a cinco minutos. Se ha realizado el seguimiento de un ciclo anual completo. Al ser las parcelas de pequeña extensión, para aminorar la perturbación en la actividad de las aves, el observador se situó en el margen de cada una, orientando la observación y la escucha hacia su interior. Se ha limitado la distancia de muestreo a 50 m alrededor del observador por lo que el área prospectada en cada estación es un semicírculo de 0,39 ha. Por último, los registros se han restringido a aquellas aves cuya actividad estaba vinculada a la vegetación del interior de la parcela ignorando a aquellas que la sobrevolaban.

Los datos fueron tomados en jornadas de campo de periodicidad quincenal, entre junio de 2009 y mayo de 2010. Todas ellas se tomaron durante el día por lo que los datos obtenidos corresponden a especies de hábitos diurnos. Estas suelen mostrarse más activas en las primeras horas del día y, en menor medida, al atardecer. Por ello, la mayor parte de los muestreos (70,8%) fueron matinales, casi siempre al amanecer, realizándose el resto (29,2%) en horario vespertino. Estos dos tipos de muestreos se distribuyeron en todas las estaciones.

En suma, en el estudio se realizaron 144 estaciones de escucha, 72 en cultivos de chopos híbridos y 72 en dehesas de chopos y sauces trasmochos. Para cada uno de estos dos ambientes se han agrupado los registros de los tres puntos de escucha de cada jornada en una unidad de censo de quince minutos. De esta forma, han resultado 24 unidades de censo para cada ambiente.

Para estudiar las dos ornitocenosis se han empleado los parámetros siguientes:

- Abundancia total de la comunidad, es la suma de las aves observadas.
- Abundancia relativa, es la representación de una especie en el conjunto de la comunidad (PRESTON, 1948).
- Diversidad específica, según el índice de Shannon (MARGALEF, 1979): $H' = -\sum(p_i \ln p_i)$
donde p_i es la proporción de contactos de la especie i en el total de cada medio.
- Índice de dominancia: porcentaje de las dos especies más abundantes (MC NAUGHTON, 1968).
- Riqueza total: número total de especies registradas en el conjunto del estudio.
- Riqueza media: número medio de especies registradas por unidad de censo.
- Densidad media: número total de registros de aves en la superficie sometida a

observación referida a 10 hectáreas.

4. Resultados

En la Tabla 1 se muestran los resultados de observaciones de aves obtenidas durante un ciclo anual en los dos agroecosistemas.

Tabla 1. Abundancia total de aves en dehesas con chopos cabeceros y sauces trasmochos y en cultivos de chopos canadienses.

Especie	Abundancia total en dehesas de chopos y sauces trasmochos	Abundancia total en cultivos intensivos de chopos híbridos
<i>Clamator glandarius</i>		2
<i>Cuculus canorus</i>	1	2
<i>Columba palumbus</i>		8
<i>Pernis apivorus</i>		1
<i>Accipiter nisus</i>		1
<i>Milvus milvus</i>		1
<i>Buteo buteo</i>	2	1
<i>Jynx torquilla</i>	3	1
<i>Dendrocopos major</i>	16	11
<i>Picus sharpei</i>	1	2
<i>Falco subbuteo</i>		5
<i>Oriolus oriolus</i>	2	1
<i>Corvus corone</i>		2
<i>Cyanistes caeruleus</i>	14	7
<i>Parus major</i>	17	8
<i>Aegithalos caudatus</i>	20	3
<i>Phylloscopus bonelli</i>		3
<i>Phylloscopus trochilus</i>		3
<i>Phylloscopus collybita</i>		9
<i>Acrocephalus scirpaceus</i>		1
<i>Hippolais polyglotta</i>	3	3
<i>Sylvia atricapilla</i>	4	2

<i>Troglodytes troglodytes</i>	18	2
<i>Certhia brachydactyla</i>	19	2
<i>Sturnus unicolor</i>	2	5
<i>Turdus philomelos</i>		1
<i>Turdus viscivorus</i>	3	1
<i>Turdus merula</i>	3	11
<i>Turdus iliacus</i>		1
<i>Turdus pilaris</i>		39
<i>Turdus torquatus</i>		1
<i>Muscicapa striata</i>		1
<i>Erithacus rubecula</i>		2
<i>Luscinia megarhynchos</i>	2	1
<i>Ficedula hypoleuca</i>		3
<i>Petronia petronia</i>		3
<i>Passer montanus</i>	11	2
<i>Motacilla flava</i>		1
<i>Anthus trivialis</i>	3	1
<i>Fringilla coelebs</i>	62	56
<i>Chloris chloris</i>		1
<i>Linaria cannabina</i>	84	1
<i>Carduelis carduelis</i>	7	5
<i>Serinus serinus</i>	40	3
<i>Emberiza calandra</i>		328
<i>Emberiza cirius</i>	1	2
Total individuos	374	514
Total especies	36	34

A continuación se presentan los parámetros comunitarios (Tabla 2):

Tabla 2. Parámetros característicos de la avifauna de prados con chopos cabeceros y

sauces trasmochos y de cultivos intensivos de chopos híbridos

Parámetro	Prados con chopos cabeceros y sauces trasmochos	Cultivos intensivos de chopos híbridos
Abundancia total de la comunidad	374	514
Número medio de aves/unidad de censo	15,58	21,42
Densidad media aves/10 ha	130,92	179,97
Riqueza total	36	34
Riqueza media	5,70	3,70
Diversidad específica (H')	2,74	1,58
Índice de dominancia (ID)	0,39	0,75

En conjunto, la riqueza total es de 46 especies. Algo más de la mitad (53,2%) están presentes en ambos ambientes mientras que el resto (46,8%) solo se encuentra en uno de ellos. Del total de especies registradas, el 76,1% son paseriformes mientras que el 23,9% son no paseriformes.

La abundancia total referida a aves observadas es superior en los cultivos intensivos de chopos híbridos que en las dehesas de chopos y sauces trasmochos. Derivados del parámetro anterior son los valores de número medio de aves por unidad de censo y la densidad media de aves por unidad de superficie, igualmente mayores en el segundo ambiente. Ahora bien, hay que tener en cuenta la enorme contribución del escribano triguero que selecciona específicamente los cultivos de chopos híbridos y de que un solo suceso (un bando de 180 ejemplares de esta especie) aportó el 35,0 % del efectivo anual en este ambiente.

La riqueza total es ligeramente mayor en las dehesas de chopos y sauces trasmochos que en los cultivos intensivos de chopos euroamericanos en el periodo de estudio. Las observaciones realizadas durante un ciclo anual para buena parte de las especies son esporádicas o arrojan un número de ejemplares muy bajo. Si de la riqueza total de cada ambiente se resta el número de especies para las que solamente se han observado uno o dos ejemplares se obtiene que la riqueza parcial en las dehesas de chopos cabeceros es de 24 especies mientras que la de los cultivos intensivos de chopo euroamericanos es de 13. En la misma línea apunta el número medio de especies observadas en cada unidad de muestreo. Para este parámetro se aprecia que la riqueza media es notablemente mayor en el primer caso (5,70) que en el segundo (3,70).

El índice de dominancia señala la enorme importancia de la población del escribano triguero en la ornitocenosis de los cultivos de chopos canadienses, muy superior a la que la que tiene el pardillo común, la especie más numerosa, en las dehesas de chopos y sauces trasmochos. Destaca el uso que hacen de los árboles estas dos especies como posadero temporal durante el periodo invernal. Un uso



ajeno a la actividad reproductora o de búsqueda de alimento. Sorprende igualmente la estricta y excluyente preferencia del escribano triguero por los chopos canadienses y del pardillo común por los chopos y sauces trasmochos.

El índice de Shannon señala que la diversidad específica de los prados con chopos y sauces trasmochos (2,74) se considera normal (PLA, 2006) mientras que la de los cultivos intensivos de chopos híbridos (1,58) es baja (entre 1 y 2). Ello es consecuencia de la mayor heterogeneidad de la primera ornitocenosis por tener una mayor riqueza total y, sobre todo, por la mayor abundancia relativa.

5. **Discusión**

Las dehesas de chopos cabeceros y sauces trasmochos tienen una estructura compleja. Presentan un estrato herbáceo, denso y alto, formado por hierbas vivaces que cubren completamente el suelo, que es controlado por los rebaños de ovejas. Entre las hierbas crecen algunas matas de escaso desarrollo que forman un estrato arbustivo muy laxo. El estrato arbóreo está formado por unos árboles añosos distribuidos irregularmente que han sido tradicionalmente manejados mediante un desmoche periódico. Estos árboles tienen un tronco grueso y corto que termina en una cabeza sobre la que se insertan numerosas ramas de similar grosor y longitud, que son periódicamente cortadas. En el tronco y en la cabeza abundan los huecos y la madera muerta en descomposición de la que se alimentan las larvas de numerosas especies de coleópteros.

Los cultivos intensivos de chopos canadienses tienen un estrato herbáceo más laxo que alberga especies anuales y vivaces, está sometido al laboreo periódico y a un sombreado intenso. El estrato arbustivo es inexistente mientras que el arbóreo está formado por unos árboles que fueron plantados simultáneamente y en un marco regular y denso, que presentan troncos delgados durante sus primeros años y robustos al final de su ciclo, a los que se les han eliminado las ramas inferiores. Los troncos carecen de huecos y de madera muerta. Las ramas superiores pueden alcanzar los veinte metros. La mayor complejidad estructural de las dehesas de chopos y sauces trasmochos se refleja en su mayor diversidad específica. Estos resultados coinciden con los obtenidos en comunidades orníticas de otros ambientes con diferencias en la calidad del hábitat, heterogeneidad y estructura (BERG, 1997; TANKO et al., 2022).

En la zona de estudio el escribano triguero (*Emberiza calandra*) supone, por sí solo, el 63,8% de las aves registradas en los cultivos de chopos híbridos. Este emberícido tiene su hábitat en cultivos herbáceos y pastizales sobre terrenos de suaves relieves. Durante el otoño e invierno forma bandos que se alimentan en campos y yermos, reuniéndose al caer la tarde en arboledas (predormideros), antes de refugiarse en los carrizales y herbazales densos en los que duermen (SAMPIETRO, 1998a; ESTRADA y ORTA, 2003). Las parcelas dedicadas a la populicultura intensiva son seleccionados por esta especie y juegan una importante función como posaderos durante el periodo invernal, ignorando los prados con chopos y sauces trasmochos, aunque carecen de interés para su alimentación y la nidificación.



Un papel equivalente es el que desempeñan las dehesas de chopos y sauces trasmochos para el pardillo común (*Linnaria cannabina*) donde alcanza la máxima abundancia relativa (22,4%). Este fringílido cría en gran variedad de ambientes arbustivos con estructura abierta o con árboles dispersos que dispongan de un estrato herbáceo con plantas ruderales o nitrófilas (BORRÁS y SENAR, 2003). Tras la reproducción se reúne en bandos que recorren los campos y emplean arboledas y matorrales para descansar o dormir (PELAYO y SAMPIETRO, 1998). En este periodo se produce la llegada de bandos procedentes del norte y centro de Europa que se suman a las poblaciones ibéricas (MARÍN y MONRÓS, 2012). En la zona de estudio el pardillo común selecciona los prados arbolados frente a los cultivos intensivos de chopos euroamericanos y concentra su presencia en el periodo postnupcial y en la invernada.

En cambio, el pinzón vulgar (*Fringilla coelebs*) es una especie representativa de los dos ambientes, donde se ofrecen similares abundancias absolutas y relativas, algo mayores en los prados con chopos y sauces trasmochos (16,6%) que en los cultivos de chopos híbridos (10,7%). El uso del hábitat cambia estacionalmente en la península Ibérica, pasando de ser una especie forestal durante la época de nidificación a mostrar un comportamiento más generalista durante la invernada, consecuencia de su notable plasticidad ecológica. En este periodo, en el que las poblaciones locales aumentan por la llegada de migrantes norteaños, el pinzón vulgar ocupa, además, bosques abiertos, mosaicos agrícolas y cultivos de secano (CANO y CANO, 2012a) donde se alimenta fundamentalmente en rastrojos de cereal y girasol, como ocurre en el valle del Pancrudo.

Sin embargo, el serín verdecillo (*Serinus serinus*) selecciona los prados con chopos cabeceros donde presenta una abundancia relativa notable (10,7%), sobre todo durante el periodo reproductor. Esta especie es propia de una amplia gama de medios arbolados pero prefiere los bosques abiertos, los márgenes de los bosques, los huertos y los prados arbolados (SAMPIETRO, 1998b; SENAR y BORRÁS, 2012) donde encuentra su alimento en plantas ruderales y arvenses. En la zona estudiada ignora las parcelas dedicadas a la populicultura, donde presenta una abundancia relativa mínima (0,6%).

El zorzal real (*Turdus pilaris*) es un túrdido estrictamente invernante en la península Ibérica. A finales de otoño irrumpen bandos de zorzales reales procedentes de Escandinavia y se reparten en su mitad norte realizando movimientos nomádicos. Se concentran de forma especial en los sabinares y enebrales de la cordillera Ibérica (SANTOS, 2013). En el valle del Pancrudo nutridos bandos de zorzales reales encuentran su comida en los sabinares albares y negrales, así como en los enebrales comunes y de la miera. El carácter secante de los gálbulos obliga a las aves a beber agua acercándose entonces a las arboledas próximas al río. En las choperas de canadienses alcanzó una notable abundancia relativa (7,6%) mientras que estuvo ausente en los prados con chopos cabeceros y sauces trasmochos.

Otros túrdidos están presentes en la zona de estudio pero su contribución en las ornitocenosis es menor. Entre ellos se encuentra el mirlo común (*Turdus merula*),



una especie propia de diversos tipos ambientes forestales que presenta una abundancia, tanto absoluta como relativa, superior en los cultivos de chopos híbridos (2,1%) que en las dehesas de chopos cabeceros (0,8%), a pesar de la ausencia de estrato arbustivo en los primeros.

Entre los pájaros carpinteros destaca el pico picapinos (*Dendrocopos major*). Es una especie forestal generalista capaz de utilizar en la península Ibérica, tanto los bosques planifolios eurosiberianos como los pinares mediterráneos, siempre que disponga de árboles maduros donde nidificar y alimentarse (SÁNCHEZ, 1998). Utiliza también los bosques de ribera e incluso los cultivos de chopos, cuya expansión en las últimas décadas le ha favorecido (GARCÍA-VILLANUEVA y SERRANO, 2013). En la zona de estudio es algo más común en las dehesas con chopos cabeceros y sauces trasmochos (4,3%) que en los cultivos de chopos canadienses (2,1%). Este pícido se utiliza como indicador de la presencia de troncos muertos lo que explica los resultados obtenidos en el estudio.

El mito común (*Aegithalos caudatus*) y chochín paleártico (*Troglodytes troglodytes*) son dos especies propias de ambientes forestales variados siempre que dispongan de un sotobosque desarrollado. El primero de ellos es mucho más abundante en los prados con chopos cabeceros y sauces trasmochos (5,3%) que en los cultivos intensivos de chopos híbridos (0,6%). La segunda especie, más exigentes en entornos frescos, repite el mismo patrón (abundancias relativas de 4,8% y 0,4%, respectivamente). El agateador europeo (*Certhia brachydactyla*) es una especie estrictamente insectívora que busca su alimento en la cortezas gruesas y muy expuestas del tronco y de las ramas gruesas de los árboles en una amplia variedad de bosques. Nidifica en grietas del tronco, bajo trozos de corteza parcialmente desprendida o en huecos de los árboles. Por ello prefiere los prados arbolados con chopos cabeceros y sauces trasmochos (5,1%), donde concurren todos estos requerimientos, a los cultivos intensivos de chopos euroamericanos (0,4%). El herrerillo común (*Cyanistes caeruleus*) es un párido forestal que selecciona bosques y otros ambientes forestales de especies caducifolias. Su alimentación se basa en pequeños insectos que encuentra sobre árboles y arbustos. Necesita huecos para construir su nido por lo que necesita árboles añosos. En la zona de estudio prefiere los prados con chopos cabeceros y sauces trasmochos (3,8%) que los cultivos intensivos de chopo euroamericano (1,4%). Similares abundancias relativas (4,5% y 1,4%, respectivamente) muestra el carbonero común (*Parus major*), otro párido de similares requerimientos. La costumbre de anidar en huecos del gorrión molinero (*Passer montanus*) y del gorrión chillón (*Petronia petronia*), sean de construcciones humanas, de taludes terrosos o de árboles, hace que ambas prefieran los prados con árboles trasmochos (abundancias relativas de 2,9% y de 0,8%, respectivamente) que los cultivos de chopos canadienses (0,5 y 0,0%).

La paloma torcaz (*Columba palumbus*) es un ave forestal adaptada a los ambientes agrícolas que ocupa todo tipo de bosques incluidos los bosques de ribera y los prados arbolados. En la zona de estudio prefiere las dehesas de chopo cabecero y de sauce trasmocho (2,1%), donde se observa en la temporada de cría y el periodo postnupcial. Sin embargo, no hace uso alguno de los cultivos intensivos de chopos



híbridos. El mosquitero común (*Phylloscopus collybita*) y el mosquitero musical (*Phylloscopus trochilus*) son dos especies presentes en la zona de estudio durante los pasos migratorios mientras que el mosquitero papialbo (*Phylloscopus bonelli*) lo está durante el periodo reproductor. Las observaciones de todas ellas han sido escasas y corresponden en su totalidad a las dehesas de chopos cabeceros y sauces trasmochos (4,0%, en conjunto para las tres especies).

Los prados arbolados son un ambiente adecuado para tres especies de aves insectívoras observadas en la zona durante el estudio. El papamoscas cerrojillo (*Ficedula hypoleuca*) solo está presente durante los pasos migratorios, momento en el que suele observarse posado sobre las ramas bajas de vegetación leñosa que utiliza como percha. El papamoscas gris (*Muscicapa striata*) es una especie estival en la vega del Pancrudo que tiene una discreta población que nidifica en los huecos de árboles. Y, por último, el bisbita arbóreo (*Anthus trivialis*) que tiene una igualmente pequeña población nidificante en pastizales y matorrales con árboles dispersos en el entorno del área de estudio. Las abundancias relativas de estas tres especies en las dehesas con árboles trasmochos han sido, respectivamente, de 0,8%, 0,3% y 0,8%, mientras que las correspondientes de los cultivos de chopos híbridos fueron 0,0%, 0,0% y 0,2%. Se aprecia cierta preferencia por el primer tipo de ambiente.

6. Conclusiones

Los prados con chopos y sauces trasmochos y los cultivos intensivos de chopos euroamericanos son agroecosistemas diferentes entre sí pero que presentan rasgos comunes, entre ellos la capacidad de albergar parte de las ornitocenosis características de los bosques ribereños.

La abundancia total de aves es mayor en los cultivos intensivos de chopos híbridos que en las dehesas de chopos cabeceros y sauces trasmochos. En ambos casos, la abundancia total viene determinada por la contribución de muy pocas especies, escribano triguero y zorzal real en el primer caso, pardillo común en el segundo, que únicamente utilizan el arbolado como posadero. La densidad media de aves observadas es mayor, consiguientemente, en los cultivos de chopos híbridos que los prados con chopos cabeceros y sauces trasmochos. El índice de dominancia de los cultivos de chopos euroamericanos es muy alto y casi el doble que el de los prados arbolados con chopos y sauces trasmochos. La riqueza total de aves es ligeramente mayor en las dehesas con árboles trasmochos que en los cultivos intensivos de chopos. Si de la riqueza total se excluyen las especies para las que se han observado solamente uno o dos ejemplares, la diferencia entre ambas a favor del primer ambiente es muy superior. El número de especies observadas por unidad de muestreo es notablemente mayor en los prados arbolados con chopos y sauces trasmochos que en los cultivos de chopos euroamericanos. El valor de la diversidad específica (índice de Shannon) de las dehesas con chopos y sauces trasmochos se encuentra dentro del rango de lo normal mientras que el de los cultivos intensivos de chopos euroamericanos se considera baja.

El pinzón vulgar utiliza ambos agroecosistemas por igual, tanto en el periodo



reproductor y postnupcial como durante la invernada siendo una de las especies más representativas. La estructura de la vegetación de los cultivos intensivos de chopos euroamericanos perjudica a especies como el serín verdecillo, mito común, chochín paleártico, agateador europeo y gorrión molinero que prácticamente no los emplean. Sin embargo, estas aves encuentran un hábitat favorable en las dehesas con chopos y sauces trasmochos.

Los chopos cabeceros y los sauces trasmochos suelen ser árboles añosos por lo que ofrecen hábitat favorable para las aves propias de los bosques maduros. Las dehesas arboladas que forman presentan una mayor complejidad estructural que los cultivos de chopos híbridos euroamericanos lo que se traduce en la riqueza y en la diversidad específica de las aves.

La aprovechamiento ganadero y forestal de los prados arbolados con chopos y sauces trasmochos es una prioridad para la conservación de este singular agroecosistema y de la comunidad de aves que alberga.

7. Agradecimientos

A Carmen Soguero, que me ayudó en la presentación de los datos y a Rodrigo Pérez por las observaciones y sugerencias en la redacción del texto.

8. Bibliografía

ARNOULD, P.; DAQUIN, J.P.; DERRIOZ, P. & FIDON, M. 1988. La populiculture. Entre exigences écologiques, conditions économiques et pesanteurs sociologiques. *B.A.G.F.* 65 (3). 203-215.

BERG, A. 1997. Diversity and abundance of birds in relation to forest fragmentation, habitat quality and heterogeneity. *Bird Study*, 44, 355-366.

BLONDEL, J.; FERRY, C. & FROCHOT, B. 1970. La méthode des indices ponctuels d'abondance (IPA) ou des relevés d'avifaune par stations d'écoute. *Alauda*. 38. 55-71.

BORRÁS, A. y SENAR, J.C. 2003. Pardillo Común (*Carduelis cannabina*). En: R. MARTÍ y J.C. DEL MORAL (Eds): *Atlas de las Aves Reproductoras de España*, 586-587. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología. 734. Madrid.

BRINSON, M.M. & VERHOVEN, J. 1999. Riparian Forests (Chapter 8). *Maintaining Biodiversity in Forests Ecosystems*. Cambridge University Press & Assessment.

BROOKER, M.P. 1985. The ecological effects of channelization. *J. Geogr.* 151. 63-69.



CAMARERO, J.J.; GONZALEZ, E.; COLANGELO, M. y DE JAIME, Ch. 2022. Growth history of pollarded black poplars in a continental Mediterranean region: A paradigm of vanishing landscapes. *For. Ecol. Manag.* 517. 1-11.

CANO, C. y CANO, J. 2012a. Pinzón vulgar (*Fringilla coelebs*). En SEO/BirdLife: *Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010*, 510-511. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente-SEO/BirdLife. 816. Madrid.

CROTHER, S.W.; JOHNSON, R.R. & AITCHINSON, S.W. 1974. Population structure and social organization of southwestern riparian birds. *Am. Zool.* 14. 97-108.

CUADRATS, J.M.; SAZ, M.A. y VICENTE, S.M. 2007. *Atlas climático de Aragón*. Gobierno de Aragón. 222. Zaragoza.

DE JAIME, CH.; NAVAL, E. y PÉREZ, R. 2006. La comunidad de aves en un soto del río Jiloca. *Naturaleza Aragonesa*. 16. 48-54.

DE JAIME, CH. y HERRERO, F. 2007. *El chopo cabecero en el sur de Aragón. La identidad de un paisaje*. Centro de Estudios del Jiloca. 192. Calamocha.

DE JAIME, CH.; NAVAL, E. y PÉREZ, R. 2007. Influencia de la estructura de la vegetación en la comunidad de aves de la ribera del Jiloca. *Xiloca*. 35. 109-126.

DE JAIME, CH. 2011. Estudio de las crecidas en la cuenca del río Pancrudo y su influencia en la del Jiloca. *Xiloca*, 39. 99-132.

DEL VALLE, J.; OLLERO, A. y SÁNCHEZ, M. 2007. *Atlas de los ríos de Aragón*. Gobierno de Aragón y Prames. 480. Zaragoza.

DECAMPS, H; JOACHIM, J. & LAUGA, J. 1987. The importance for birds of the riparian woodlands within the aluvial corridors of river Garona. *River Research and Applications*. 1. 301-316.

ESTRADA, J. y ORTA, J. 2003. Triguero (*Miliaria calandra*). En: R. Martí y J.C. del Moral (Eds): *Atlas de las Aves Reproductoras de España*. 606-607. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología. 734. Madrid.

GAINZARAIN, J.A. 1990. Las comunidades de aves en las riberas fluviales de la Llanada Alavesa. *Est. Mus. Cienc. Nat. de Alava*. 5. 147-161.

GARCÍA-VILLANUEVA, J.A. y SERRANO, M.C. 2012. Pico picapinos (*Dendrocopos major*). En SEO/BirdLife: *Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010*, pp.



356-357. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente-SEO/BirdLife. 816. Madrid.

GIL, A.; BROTONS, LL. y SAURA, S. 2009. Efecto de la composición y la estructura del bosque en la riqueza de aves forestales: implicaciones para la gestión forestal sostenible. *Montes*, 97. 17-24.

GRAU, M. y GONZÁLEZ, J.M. 2007. Estudio medioambiental del río Jiloca. *Xiloca*, 35. 153-188.

GUTIÉRREZ, I. R. y BECERRA, P. 2018. Composición, diversidad y estructura de la vegetación de bosques ribereños en el centro sur de Chile. *Bosque (Valdivia)*, 39(2), 239-253.

JAIME, F. 1956. *El chopo. Práctica de su plantación y su tratamiento*. Ministerio de Agricultura. 54. Zaragoza.

LORENTE, L. 2019: Estudio de los murciélagos de las formaciones de chopo cabecero del río Pancrudo (Comarca del Jiloca). *Xiloca*. 123-138.

MARCHANT, J.H. & HYDE, P.A. 1980. Aspects of the distribution of riparians birds on waterways in Britain and Ireland. *Bird Study* 27. 183-202.

MARGALEF, R. 1979. *Ecología*. Omega. 412. Barcelona.

MARÍN, M. y MONRÓS, J.S. 2012. Pardillo común (*Carduelis cannabina*). En SEO/BirdLife: *Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010*. 528-529. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente-SEO/BirdLife. 816. Madrid.

MC NAUGHTON, S.J. 1968. Structure and function in California grasslands. *Ecology*. 45. 962-972.

MOLINA, P. 2002. Características e importancia de los bosques de ribera. *Temas en biogeografía*. 75-182. Aster. Barcelona.

OUTERELO, R.; GAMARRA, P.; MÉNDEZ, M. y VIDAL, D. 2022. Biodiversidad de los Staphylinidae de los chopos cabeceros de Daroca (Zaragoza): diferencias entre una matriz agrícola y una matriz boscosa (*Coleoptera, Staphylinidae*). *Bol. R. Soc. Esp. Hist. Nat.* 116. 99-119.

PELAYO, E. y SAMPIETRO, F.J. 1998. Pardillo común (*Carduelis cannabina*). En: Sampietro, F.J.; Pelayo, E.; Hernández, F.; Cabrera, M. y Guiral, J. (Eds.): *Aves de*



Aragón. *Atlas de especies nidificantes*. 428-429. Diputación General de Aragón-Ibercaja. 568. Zaragoza.

PLA, L. 2006. Inferencia basada en el índice de Shannon y la riqueza. *Interciencia*, 31 (8).

PRESTON, F.W. 1948. The Commonness and Rarity o Species. *Ecology*, 29 (3). 254-283.

RAPPE, A; STENUIT, J. & VAN HAMMEE, M.L. 1978. Curage et rectification des cours d'eau. Doc. 6/78. B.S.P.A. Bruselas.

RIVAS-MARTÍNEZ, S. 1987. *Mapa de las series de vegetación de España. 14-Teruel*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.

ROCHE, J. 1987. Quelques caractéristiques du gradient ornithologique le long des cours d'eau du bassin de la Saône. *Alauda*. 55. 279-285.

RODRÍGUEZ, I. Y RUIZ, V. 2001. Avifauna nidificante asociada a bosques de ribera y choperas de repoblación, próximas a cauces fluviales, en la provincia de León. *I Simposio Nacional del Chopo*. 57-65.

RODRÍGUEZ, O. 2015. *Territorio fluvial. Estructura del paisaje, comunidades de aves y servicios del ecosistema*. Universidad de León. León.

SAMPIETRO, F.J. 1998a. Triguero (*Miliaria calandra*). En: Sampietro, F.J.; Pelayo, E.; Hernández, F.; Cabrera, M. y Guiral, J. (Eds.): *Aves de Aragón. Atlas de especies nidificantes*. 446-447. Diputación General de Aragón-Ibercaja. 568. Zaragoza.

SAMPIETRO, F.J. 1998b. Verdecillo (*Serinus serinus*). En: Sampietro, F.J.; Pelayo, E.; Hernández, F.; Cabrera, M. y Guiral, J. (Eds.): *Aves de Aragón. Atlas de especies nidificantes*. 418-419. Diputación General de Aragón-Ibercaja. 568. Zaragoza.

SAMPIETRO, F.J. 1998c. Alcotán europeo (*Falco subbuteo*). En: Sampietro, F.J.; Pelayo, E.; Hernández, F.; Cabrera, M. y Guiral, J. (Eds.): *Aves de Aragón. Atlas de especies nidificantes*. pp. 134-135. Diputación General de Aragón-Ibercaja. 568. Zaragoza.

SÁNCHEZ, J.M. 1998. Pico picapinos (*Dendrocopos major*). En: Sampietro, F.J.; Pelayo, E.; Hernández, F.; Cabrera, M. y Guiral, J. (Eds.): *Aves de Aragón. Atlas de especies nidificantes*. 238-239. Diputación General de Aragón-Ibercaja. 568. Zaragoza.



SÁNCHEZ-MATA, D. y DE LA FUENTE, V. 1986. *Las riberas de agua dulce*. MOPU. 54. Madrid.

SANTOS, T. 2013. Zorzal real (*Turdus pilaris*). En SEO/BirdLife: *Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010*. 420-421. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente-SEO/BirdLife. 816. Madrid.

SENAR, J.C. y BORRÁS, A. 2012. Serín verdecillo (*Serinus serinus*). En SEO/BirdLife: *Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010*. 516-517. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente-SEO/BirdLife. 816. Madrid.

SERRANO, M.C.; GARNICA, R. y GARCÍA, J.A. 1997. Estudio de la comunidad de aves a lo largo de la ribera del río Torío (León NW de España)". *Actas de las XII Jornadas Ornitológicas Españolas*. 245-254. Almerimar, El Ejido-Almería.

SMITH, A.E. (1975). The impacts of lowland river management. *Bird Study*, 22. 249-254.

STAUFFER, D.F. & BEST, L.B. 1980. Habitat selection by birds of riparian communities: evaluating effects of habitat alterations. *J. Wildl. Manag.* 44. 1-15.

TANKO, D.; OKWU, N.S.; KACHI, J.B. & ADEJOH, B. 2022. Comparison of avian species diversity and abundance in relation to habitat structure: toward using birds as indicator of ecosystem health at Zone 8, Lokoja, Kogi State, Nigeria. *Zoologist (The)*. 20, 124-132. Zoological Society of Nigeria.

TELLERÍA, J.L.; SANTOS, T. Y ÁLVAREZ, G. y SÁEZ-ROYUELA, C. 1988. Avifauna de los campos de cereales del interior de España. En *Aves de los medios urbano y agrícola en las mesetas españolas. Monografías SEO*. 2. 173-319.

VELASCO, T. Y BLANCO, G. 2000. Avifauna nidificante en los sotos fluviales de la Comunidad de Madrid. *Anuario Ornitológico de Madrid 2000*. Sociedad Española de Ornitología.

VELAZCO, E.V.; TUISIMA, L.L. y CASTRO, C.P. 2022. Diversidad biológica en un bosque ribereño del distrito de Yarinacocha, Uyacali, Perú. *Llamkasun*. 3 (1). 14-19. Universidad de Tayacaja Daniel Hernández Morillo.

VILLARÁN, A; PASCUAL-PARRA, J. y MEZQUIDA E.T. 2013. Estudio de la comunidad estival de aves en un soto de montaña de la sierra de Guadarrama (Segovia). *Revista de Anillamiento*. 31-32. 21-30.



ZOLLINGER, J.L & GENOUD, M. 1979. Etude comparée de l'avifaune de ripysilves et de populicultures aux Grangettes (Vaud). *Nos Oiseaux*. 35. 45-64.

Webs consultadas:

Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO):
Estadísticas Comisión nacional del Chopo (2021)

<https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/politica-forestal/comision-nacional-del-chopo/estadisticas.html>

Última consulta: 17.04.2024