

Servicios de la avifauna (*high mobile link species*) en mosaicos agroforestales: regeneración forestal y regulación de plagas

S. Rebollo^{1*}, J. M. Rey-Benayas¹, P. Villar-Salvador¹, L. Pérez-Camacho¹, J. Castro², M. Molina-Morales³, A. B. Leverkus^{1,4}, A. Baz⁵, L. Martínez-Baroja¹, P. Quiles¹, D. Gómez-Sánchez¹, J. M. Fernández-Pereira¹, J. Meltzer¹, N. Monteagudo¹, L. Ballesteros¹, L. Cayuela⁶, D. de las Heras¹, G. García-Salgado¹, S. Martínez-Hestekamp¹

(1) Forest Ecology and Restoration Group, Department of Life Sciences, University of Alcalá, 28805 Alcalá de Henares, Madrid, Spain.

(2) Departamento de Ecología, Facultad de Ciencias, Universidad de Granada, E-18071 Granada, Spain.

(3) Departamento de Anatomía, Biología Celular y Zoología, Universidad de Extremadura, Spain.

(4) Department of Animal Ecology and Tropical Biology, University of Würzburg, Germany.

(5) Department of Life Sciences, University of Alcalá, 28805 Alcalá de Henares, Madrid, Spain

(6) Department of Biology, Geology, Physics and Inorganic Chemistry, Rey Juan Carlos University, Móstoles, Spain

* Autor de correspondencia: S. Rebollo [salvador.rebollo@uah.es]

> Recibido el 22 de abril de 2019 - Aceptado el 11 de julio de 2019

Rebollo, S., Rey-Benayas, J.M., Villar-Salvador, P., Pérez-Camacho, L., Castro, J., Molina-Morales, M., Leverkus, A.B., Baz, A., Martínez-Baroja, L., Quiles, P., Gómez-Sánchez, D., Fernández-Pereira, J.M., Meltzer, J., Monteagudo, N., Ballesteros, L., Cayuela, L., de las Heras, D. García-Salgado, G., Martínez-Hestekamp, S. 2019. Servicios de la avifauna (*high-mobile link species*) en mosaicos agroforestales: regeneración forestal y regulación de plagas. *Ecosistemas* 28(2): 32-41. Doi.: 10.7818/ECOS.1736

Los elementos que soportan las funciones y servicios de los ecosistemas son insuficientemente conocidos, mermando nuestra capacidad para planificar la conservación, restauración y manejo de los ecosistemas. Entre dichos elementos, el papel de la avifauna es especialmente relevante al ser especies de gran movilidad (*high mobile link species*) que conectan distintas unidades del paisaje. Este trabajo analiza servicios ecosistémicos importantes dependientes de interacciones biológicas mediadas por la avifauna en mosaicos agroforestales. Abordamos tres objetivos específicos: el papel de (1) los córvidos en la dispersión y reclutamiento de quercíneas, (2) la avifauna insectívora en la regulación de plagas en cultivos leñosos y (3) las aves rapaces en la regulación de avifauna-plaga en viñedos. Nuestros resultados evidencian que la avifauna realiza funciones y servicios claves para la regeneración forestal y la regulación de plagas en mosaicos agroforestales. Identificamos especies que se desconocía que realizaban una función relevante, en particular la urraca (*Pica pica*), cuya actividad resulta en una dispersión efectiva de nueces y bellotas, y el abejero europeo (*Pernis apivorus*), con un elevado consumo de avispa asiática (*Vespa velutina*). La instalación de cajas-nido en cultivos leñosos aumenta las poblaciones de aves insectívoras que regulan plagas; sin embargo, la capacidad de regulación de las plagas es moderada y depende del contexto ambiental o estudio de caso. Las rapaces diurnas existentes en los paisajes estudiados contribuyen al control de plagas agrícolas como la del estornino negro (*Stumus unicolor*). Proponemos integrar los servicios que proporcionan las aves en la ordenación del territorio para alcanzar modelos de desarrollo más sostenibles.

Palabras clave: aves insectívoras; aves rapaces; córvidos; dispersión de bellotas; Quercíneas; reclutamiento de plántulas

Rebollo, S., Rey-Benayas, J.M., Villar-Salvador, P., Pérez-Camacho, L., Castro, J., Molina-Morales, M., Leverkus, A.B., Baz, A., Martínez-Baroja, L., Quiles, P., Gómez-Sánchez, D., Fernández-Pereira, J.M., Meltzer, J., Monteagudo, N., Ballesteros, L., Cayuela, L., de las Heras, D. García-Salgado, G., Martínez-Hestekamp, S. 2019. Services provided by birds (*high-mobile link species*) in farmland and forest mosaics: forest regeneration and plague regulation. *Ecosistemas* 28(2): 32-41. Doi.: 10.7818/ECOS.1736

The elements that support functions and ecosystem services are not well known yet, and this gap reduces our capacity to plan the conservation, restoration, and management of ecosystems. Among these elements, the role of avifauna is especially relevant as birds are high-mobile link species that connect different landscape units. This article analyzes important ecosystem services driven by biological interactions that are mediated by birds in farmland and forest mosaics. We propose three specific goals: to assess the role of (1) corvids in the dispersal and recruitment of oak species, (2) insectivorous birds in pest regulation of woody crops, and (3) raptors in regulation of plague birds in vineyards. Our results show that the avifauna performs key functions and services for forest regeneration and pest regulation in agroforestry mosaics. We identified species that were not known to perform relevant functions, particularly the magpie (*Pica pica*) and its effective dispersion of nuts and acorns, and the honey buzzard (*Pernis apivorus*) and its high consumption of Asian black hornet (*Vespa velutina*). The installation of nest-boxes in woody crops increases the populations of insectivorous birds that regulate pests; however, the capacity of pest control is moderate and depends on the environmental context or case study. The diurnal raptors thriving in the studied landscapes contribute to the control of agricultural pests such as the spotless starling (*Stumus unicolor*). We propose to integrate the services provided by birds in landscape planning to achieve more sustainable development systems.

Key words: acorn dispersal; corvids; insectivorous birds; oaks; raptors; seedling recruitment

Introducción

Numerosas investigaciones han evaluado los servicios de los ecosistemas a distintas escalas espaciales (Moreno-Mateos et al. 2017; Jones et al. 2018). Sin embargo, las bases ecológicas de estos servicios son todavía insuficientemente conocidas, mermando la capacidad para planificar la conservación, manejo y restauración de los ecosistemas (Guerry et al. 2015). Una manera de avanzar en este conocimiento es analizar los componentes de los ecosistemas de los que dependen algunas funciones básicas, especialmente en los ecosistemas y paisajes más humanizados, fragmentados y simplificados, que suelen tener menos capacidad de regeneración y regulación. Por ello, un reto de la ecología es identificar los organismos que pueden actuar como conectores de gran movilidad entre los distintos ecosistemas o unidades del paisaje y estudiar los factores que afectan a su actividad con objeto de conservar, mejorar o restaurar los hábitats que mantienen poblaciones viables de los mismos en distintos contextos ambientales.

Varios trabajos impulsados por la iniciativa internacional Alianza por la Resiliencia (<http://www.resalliance.org/>) destacan la importancia de ciertos organismos móviles en el mantenimiento de procesos y servicios en paisajes con estructura de mosaico (Lundberg y Moberg 2003). Estos organismos, denominados *mobile link species*, se mueven entre hábitats, actuando como enlaces que conectan teselas con distinto grado de madurez, organización y régimen de perturbaciones (Fig. 1). Son vectores que conectan las áreas fuente y sumidero de los servicios ecosistémicos. Realizan funciones, por ejemplo, de dispersión de propágulos y regulación de plagas, contribuyendo directamente al bienestar humano, al favorecer la restauración forestal y la cantidad y calidad de las cosechas. Una estrategia de manejo adecuada para mantener o aumentar las funciones y servicios ecosistémicos asociados a los mosaicos agrícolas y forestales debe tener en cuenta el papel de este grupo funcional clave (Folke et al. 2004; Leverkus y Castro 2017). Al favorecer a este tipo de especies silvestres podemos mejorar la capacidad de regulación de los ecosistemas humanizados y la conservación de la biodiversidad y reducir los costes del manejo de los ecosistemas (Lundberg et al. 2008).

La actividad de las *mobile link species* está limitada por la extensión de su dominio vital y posibilidades de desplazamiento (Kremen et al. 2004). Se han propuesto diversos organismos como *mobile link species* y las aves son un grupo destacado (Lundberg y Moberg 2003). Su capacidad de vuelo puede resultar en funciones y servicios a una escala espacial mayor y en una mayor variedad de hábitats que otros animales. Así, en los hábitats y ecosistemas más transformados por los humanos les permitiría realizar servicios en teselas más alejadas y aisladas.

La avifauna española destaca por su abundancia y diversidad en el contexto europeo (BirdLife International 2004). Conocemos la distribución y estado de conservación de las especies reproductoras y, más recientemente, de las invernantes (Martí y del Moral 2003; SEO/BirdLife 2012). Sin embargo, falta información sobre sus funciones y su relación con los servicios que proporcionan los ecosistemas naturales, semi-naturales y antrópicos (agroecosistemas y plantaciones forestales, entre otros). Por tanto, conocer los beneficios que aporta esta elevada biodiversidad está en consonancia con los objetivos de Valoración de los Ecosistemas del Milenio (MEA 2005), su aplicación a los ecosistemas españoles y los objetivos del Plan de Acción del Convenio de la Biodiversidad Biológica para el año 2020.

En este trabajo ofrecemos un resumen de los resultados obtenidos por un proyecto cuyo objetivo principal fue analizar servicios ecosistémicos relevantes regulados por la avifauna en paisajes heterogéneos, en particular la regeneración forestal y el control de plagas en contextos ambientales contrastados de la península Ibérica. La hipótesis de partida es que ciertos componentes de la avifauna son un grupo funcional que actúa como *high mobile link*

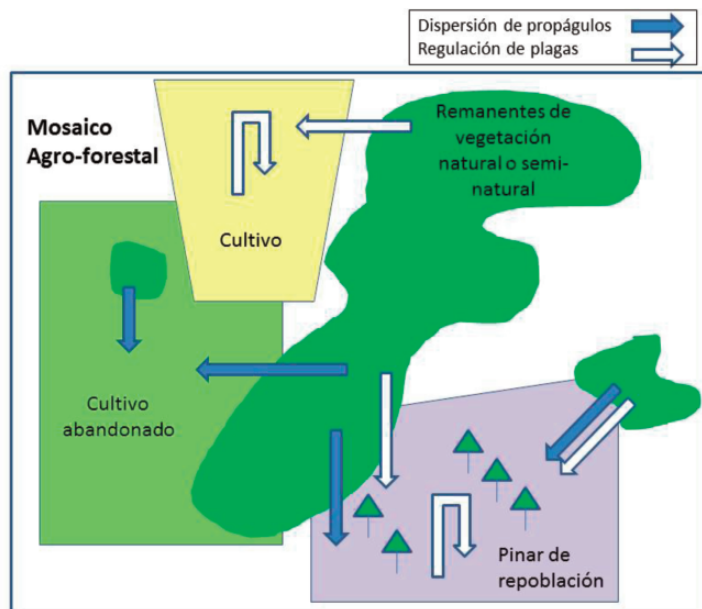


Figura 1. Esquema simplificado de un sistema agro-forestal en mosaico. Las “high-mobile link species” son un grupo funcional que, a modo de vectores, conectan distintas teselas o partes de la misma tesela del mosaico. Pueden realizar funciones y servicios variados, por ejemplo, la dispersión de propágulos y la regulación de plagas en teselas alejadas y aisladas.

Figure 1. Simplified scheme of a mosaico agro-forestry system. The high mobile link species are a functional group that, as vectors, connect different patches or parts of the same patch of the mosaico. They can perform a variety of functions and services such as propagule dispersion and pest regulation in remote and isolated patches.

species y prestan servicios claves en mosaicos agrícolas y forestales. Desarrollamos tres objetivos específicos que se corresponden con tres sistemas de ave beneficiosa-servicio ecosistémico. En cada sistema cambia el gremio de aves beneficiosas, el tipo de servicio que realizan y el organismo diana (plantas, invertebrados y vertebrados, respectivamente). Los tres sistemas fueron: 1) córvidos-dispersión de nueces y bellotas y reclutamiento de plántulas, 2) paseriformes insectívoros-plagas agrícolas y 3) rapaces-avifauna plaga en viñedos. Las investigaciones en cada sistema abordaron tres aspectos: a) identificar las especies más relevantes dentro de cada gremio, b) caracterizar el servicio desarrollado por las aves y los factores que influyen en el mismo y c) conocer las características del hábitat que permiten la presencia de las aves beneficiosas y desde el cual las aves realizan su actividad. El estudio de estos tres sistemas en distintos contextos ambientales permitió comprender mejor los servicios de las aves, con el objetivo de integrarlos en la ordenación del territorio y conseguir modelos de desarrollo más sostenibles.

Córvidos y dispersión de nueces y bellotas

La avifauna juega un papel esencial en la dispersión de semillas de muchas especies forestales (Herrera 1987). El beneficio económico de la avifauna, en términos de regeneración del bosque, puede ser equivalente al coste económico de las repoblaciones forestales convencionales (Hougnier et al. 2006). En ambientes mediterráneos, la falta de manchas de vegetación productoras de semillas, su elevada distancia a sitios adecuados para el reclutamiento de las plántulas y la actividad de los dispersores son importantes “cuellos de botella” de la regeneración forestal (Bullock et al. 2002). El papel de la avifauna en la dispersión de semillas de frutos carnosos en los agroecosistemas se conoce bastante bien (Jordan 2010). También es conocido el protagonismo de algunas aves en la dispersión de bellotas como el arrendajo euroasiático (*Garrus*

lus glandarius). Esta especie tiene la pauta de comportamiento de hacer escondites dispersos de bellotas en micrositios estratégicos que actuarán de despensas y que, si no son recuperadas o depredadas, pueden terminar en una plántula (Pons y Pausas 2007; Le-verkus et al. 2016). Sin embargo, en ambientes más agrarios, donde las manchas forestales aparecen en fragmentos pequeños y alejados entre sí y donde son raras las poblaciones de arrendajo (Alonso 2010), es probable que otros córvidos dispersen bellotas. Ello explicaría la aparición de regenerado de *Quercus* en campos agrícolas en abandono sin manchas forestales próximas. Existen evidencias (escasamente publicadas) de que la urraca (*Pica pica*), un córvido de tamaño similar al arrendajo, se comporta como un dispersor ocasional de bellotas y otras semillas de gran tamaño (almendras, nueces y castañas, entre otras) (Birkhead 1991; Den Ouden et al. 2005; Gómez et al. 2018). No obstante, se desconoce aún la relevancia de las urracas y otros córvidos como dispersores de bellotas y otros grandes frutos en ecosistemas mediterráneos. La identificación de los dispersores de estos frutos en ambientes donde los arrendajos no están presentes y el estudio de su comportamiento en condiciones naturales es esencial para conocer los factores que determinan la colonización de las quercíneas en los agroecosistemas.

Varios estudios observacionales realizados en los últimos 30 años sugieren que la urraca es un dispersor ocasional de grandes semillas como bellotas, nueces, almendras y otros frutos secos (Waite 1985; Clarkson et al. 1986; Den Ouden et al. 2005; Homet-Gutierrez et al. 2015). Sin embargo, en todos estos trabajos se asumió generalmente que la magnitud de la dispersión era baja, que las distancias de dispersión eran igualmente bajas y que las aves recuperarían prácticamente todos los alimentos escondidos en un intervalo de horas o días, careciendo de un papel relevante como dispersores de semillas. Los estudios de este proyecto han permitido, por el contrario, determinar que la urraca es un dispersor efectivo de frutos de especies arbóreas de gran relevancia en el contexto de los bosques del Holártico y que puede considerarse un dispersor de larga distancia.

En un agroecosistema situado en el sur de España (vega de Granada) se evaluó la efectividad de dispersión de nueces (*Juglans regia*) por urracas. Para ello se utilizaron radiotransmisores que se colocaban dentro de las nueces, lo que permitía la ubicación exacta de las nueces dispersadas que se ofrecían previamente en comederos. Posteriormente, la sustitución de la nuez con transmisor por otra nuez intacta, ocupando exactamente la misma posición, permitió determinar la tasa de recuperación de las nueces almacenadas y la tasa de reclutamiento de las nueces no recuperadas. Se utilizaron también cámaras de fototrampeo instaladas en los comederos para determinar la identidad del dispersor.

Los resultados muestran, por primera vez, que la urraca exhibe un comportamiento de dispersor de semillas similar al del arrendajo, enterrando nueces de forma individual (ver video en https://consigna.ugr.es/f/y728SE3aRbk9qPAO/Video_Magpie.avi) en una amplia superficie del territorio para su posterior consumo a lo largo del otoño e invierno (*scatter-hoarders*) (Fig. 2; Castro et al. 2017). La distancia de dispersión osciló entre 4.1 y 158.5 m, y un 7.3% de las nueces fueron dispersadas a distancias superiores de 100 m, lo que suele considerarse como eventos de larga distancia. Los frutos son además escondidos en micrositios que pueden favorecer el reclutamiento, pues los introducen en la tierra (golpeándolos con el pico) o los colocan bajo hojarasca o plantas, quedando tan escondidos que su ubicación pasa inadvertida al ojo humano. De las nueces dispersadas, las urracas (y, posiblemente, otros animales) recuperan entre el 70 y el 90% hasta la primavera siguiente, dependiendo del año, de modo que queda hasta un 30% de frutos no recuperados con posibilidad de iniciar el reclutamiento (Molina-Morales et al. 2019). De hecho, un 4% de las nueces dispersadas y escondidas llegaron a emerger (Fig. 2; Castro et al. 2017), lo que supone un porcentaje muy considerable en el contexto de la demografía de estas especies arbóreas. Conviene indicar que hemos re-

gistrado eventos de dispersión a más de 400 m de distancia (tanto de nueces como de bellotas, Fig. 3), asociados todos ellos al robo de frutos por urracas que hacen incursiones ocasionales en los comederos instalados en territorios de otros individuos. Esto abre una nueva línea de investigación para comprender las implicaciones del comportamiento animal en el resultado de las interacciones planta-dispersor, pues un comportamiento complejo como el robo de alimento puede originar los eventos más ventajosos para la dispersión de la planta y la colonización a larga distancia.

Martínez-Baroja et al. (2017), utilizando una metodología semejante a la descrita en Castro et al. (2017) y un anillamiento de urracas adicional, obtuvieron resultados preliminares que por primera vez muestran evidencia de que la urraca es un dispersor masivo y efectivo de bellotas. Observaron que la urraca puede dispersar de cientos a miles de bellotas de encina por individuo y temporada de dispersión en un mosaico de bosques y tierras de cultivo del centro de España. Principalmente dispersan los individuos territoriales y los machos en mayor medida que las hembras. Las distancias oscilaron entre 1.4 y 112 m. El área de dispersión se limitó al territorio de nidificación de cada individuo, mostrando preferencia por zonas aradas y, además, ciertos micrositios para esconder bellotas, como letrinas de conejos, piedras o acúmulos de hojarasca. Así, el comportamiento dispersor es dirigido por una toma de decisiones jerárquica: territorio de nidificación-ambientes-micrositios. A raíz de estos resultados preliminares (Martínez-Baroja et al. 2017), Gómez et al. (2018) clasificaron a la urraca y al arrendajo como los únicos mutualismos reales (la proporción de interacciones positivas superan las negativas) encina-granívoro. Más aún, la complementariedad de hábitat del arrendajo (especie forestal) y la urraca (especie de espacios deforestados) expande espacialmente la función de dispersión de semillas realizado por los córvidos.

La urraca es uno de los córvidos más abundantes y ampliamente distribuido de Eurasia y su distribución solapa en gran medida con la del género *Quercus* (Fig. 4). Es probable que los procesos de dispersión detectados en las dos localidades de estudio se den también a escalas espaciales mucho mayores, con otras especies de *Quercus*. Cuantificar y comprender de manera más precisa el patrón espacial de dispersión de bellotas por urracas, así como la depredación post-dispersiva de las bellotas, es relevante para gestionar la revegetación pasiva de los paisajes agrícolas con remanentes de quercíneas.

Avifauna y regulación de plagas agrícolas

Las especies causantes de plagas provocan importantes pérdidas anuales en la producción agrícola mundial (Savary et al. 2012). En 2007 se utilizaron cerca de 24 000 millones de Tm de pesticidas para mejorar el rendimiento de los cultivos mundiales (Stokstad y Grullón 2013). Sin embargo, los pesticidas pueden afectar negativamente a la biodiversidad (Hallmann et al. 2014), reduciendo también las poblaciones de los organismos que benefician la producción agrícola (enemigos naturales de plagas, polinizadores y descomponedores; Henry et al. 2012). Los pesticidas también contaminan el suelo y el agua (Hildebrandt et al. 2008), promueven la erosión (Sabatier et al. 2014), amenazan la salud humana (Paoletti y Pimentel 2000) y pueden resultar ineficientes cuando la plaga genera resistencia (Whalon et al. 2008).

Una alternativa a los pesticidas es la regulación de plagas potenciando sus enemigos naturales (Barbosa 1998). Esta estrategia ofrece una agricultura más sostenible porque promueve la biodiversidad y los servicios ecosistémicos que ésta proporciona (Rey Benayas y Bullock 2012). Numerosos estudios han analizado la capacidad de las aves para regular plagas agrícolas y ser usadas como controladores biológicos de plagas (Boesing et al. 2017). Su capacidad de vuelo les permite responder más rápidamente a los cambios en las poblaciones plaga, y desde mayores distancias, porque son menos sensibles a las barreras naturales.

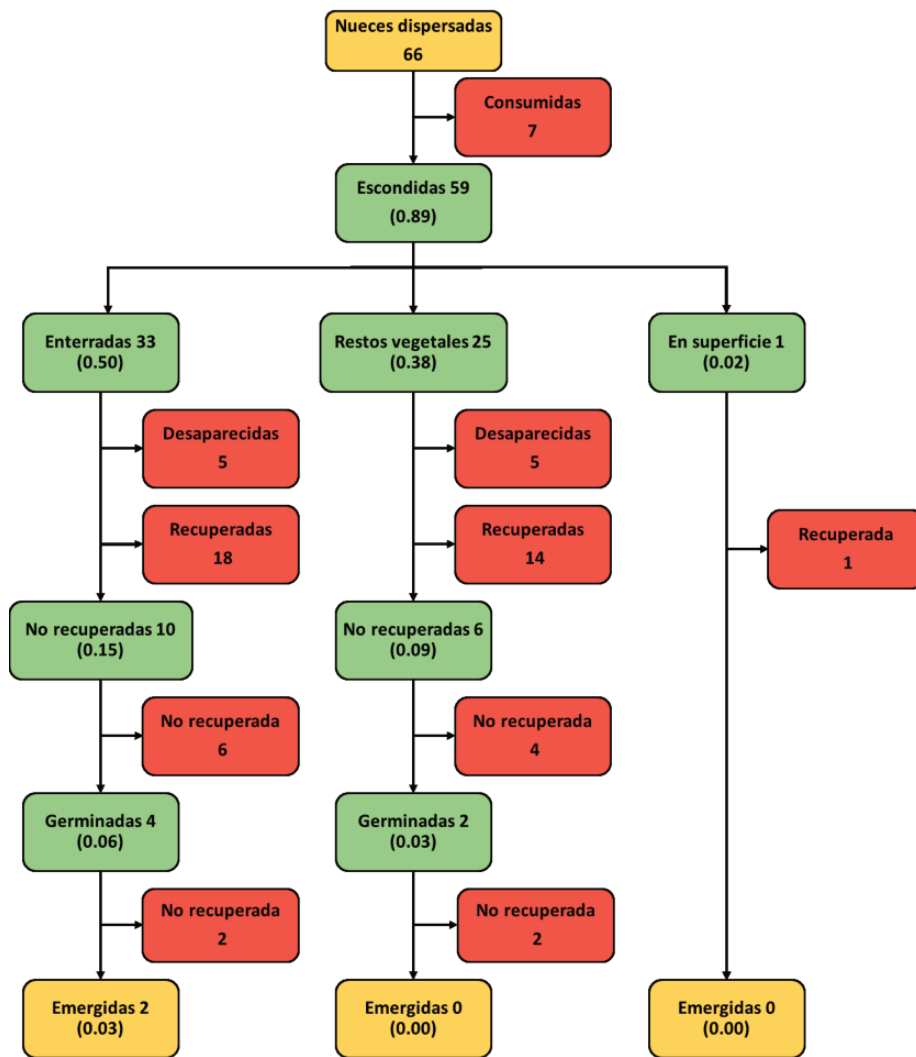


Figura 2. Diagrama de flujo que muestra la efectividad de la dispersión de nueces por las urracas. Los números de las cajas amarillas indican las nueces de partida y las plántulas emergidas; los de las cajas verdes el número de nueces disponibles para la siguiente transición demográfica; y los de las cajas rojas las que se perdieron para el reclutamiento. Los números entre paréntesis muestran la probabilidad de transición en cada etapa a partir del número de bellotas dispersadas. Fuente: Castro et al. 2017.

Figure 2. Flow chart showing the effectiveness of the dispersion of walnuts by magpies. The numbers of the yellow boxes indicate the starting nuts and the emerged seedlings; those of the green boxes, the number of nuts available for the next demographic stages; and those of the red boxes, the ones that were lost for the recruitment. The numbers in brackets show the probability of transition in each stage from the number of dispersed acorns. Source: Castro et al. 2017.



Figura 3. Urraca dispersando una bellota de encina en el pico.
Figure 3. Magpie dispersing a holm oak acorn in the beak.

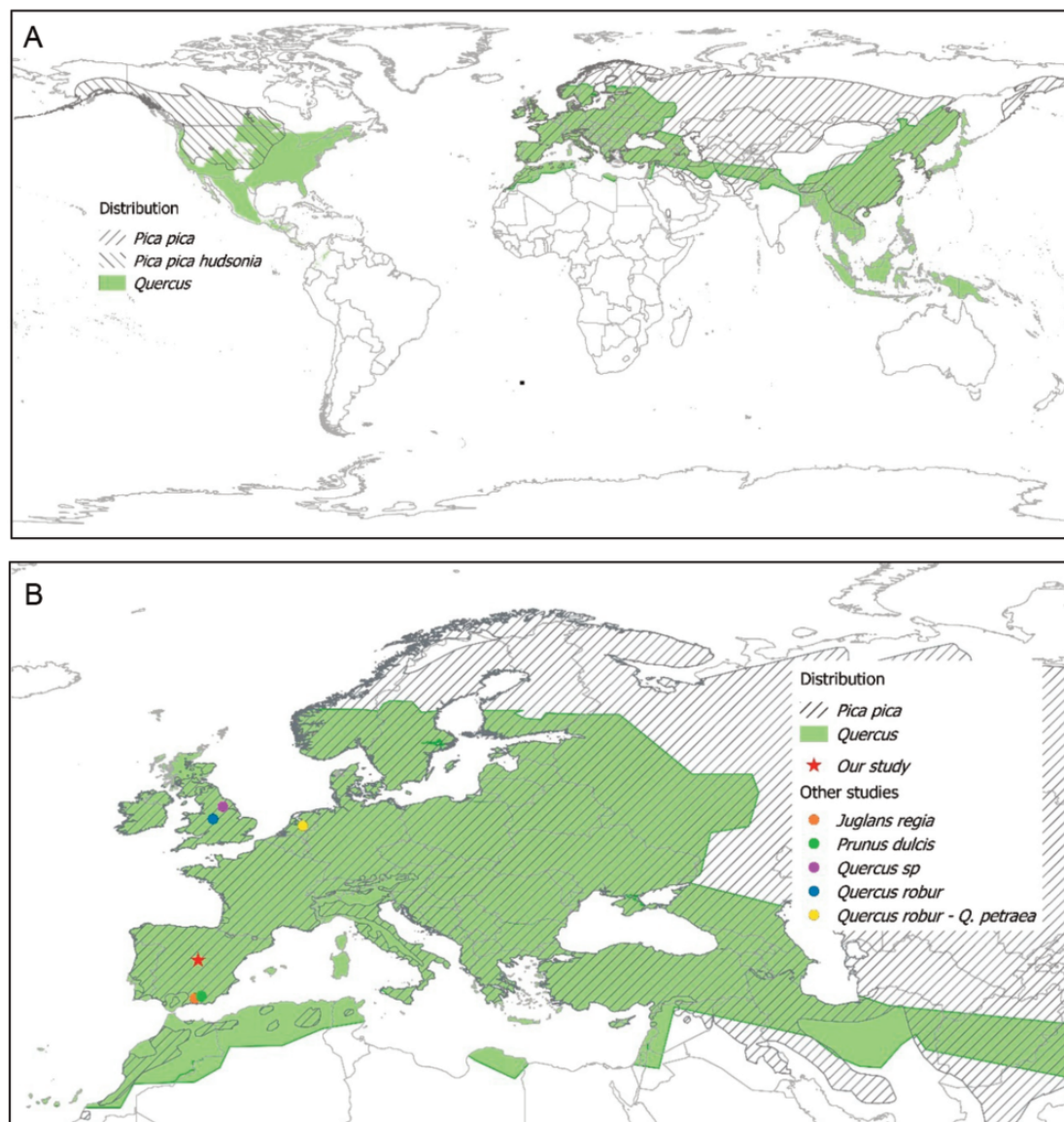


Figura 4. Distribución de la urraca y el género *Quercus* en el mundo (A) y en Europa (B). La estrella roja muestra la ubicación de nuestro sitio de estudio en el centro de España (dispersión de encina *Q. ilex* y quejigo *Q. faginea*) y el punto naranja la de nuestro sitio de estudio en sur de España (dispersión de nogal *Juglans regia*). Los puntos de color muestran la ubicación de otros estudios de la dispersión de bellotas de otras especies del género *Quercus* y otros frutos grandes por la urraca (Clarkson et al. 1986; Waite 1985; Birkhead 1991; Homet-Gutierrez et al. 2015 y den Ouden et al. 2005). Fuente de distribución de aves: BirdLife Internacional (2004) y del Hoyo et al. (2018). Fuentes de distribución de quercíneas: Pesendorfer et al. 2016; Denk et al. 2017 y Kappelle 2006.

Figure 4. Distribution of magpies and the genus *Quercus* in the world (A) and in Europe (B). The red star shows the location of our study site in central Spain (dispersion of holm oak *Q. ilex* and Lusitanian oak *Q. faginea*) and the orange point of our study site in southern Spain (walnut *Juglans regia* dispersion). The colored points show the location of the studies that address the dispersion of acorns of other *Quercus* species and other large fruits by the magpie (Clarkson et al. 1986; Waite 1985; Birkhead 1991; Homet-Gutierrez et al. 2015 and den Ouden et al. 2005). Sources for bird distribution: BirdLife International (2004) and del Hoyo et al. (2018). Sources for oak distribution: Pesendorfer et al. 2016; Denk et al. 2017 and Kappelle 2006.

A pesar de la existencia de numerosos estudios experimentales y observacionales, la capacidad de las aves para regular plagas agrícolas (*top-down effects*) continúa siendo poco comprendida (Sekercioglu 2006; Whelan et al. 2008; Wenny et al. 2011; Boesing et al. 2017). Una posibilidad prometedora del uso de aves contra las plagas agrícolas, cuya incidencia puede aumentar en un contexto de cambio climático (Barbaro y Battisti 2011), son los cultivos leñosos. Estos cultivos, como los frutales de hueso, olivares y viñedos, ocupan más de 4 millones de ha en España (cerca del 20% de la superficie agraria útil). Frecuentemente tienen importantes valores para la conservación de especies –por ejemplo, son lugares de reproducción e invernada de aves amenazadas - y culturales asociados –por ejemplo, prácticas agrícolas tradicionales y variedades de cultivo locales adaptadas, entre otras- (Gómez-Sal 2012). Estos cultivos están afectados por plagas de invertebrados, como la mosca de la fruta *Ceratitis capitata*, la mosca del olivo *Bactrocera oleae* y la araña roja de la vid *Panonychus ulmi*.

Por otro lado, uno de los grupos de aves de los que menos se conoce su capacidad para regular plagas agrícolas son las rapaces (Sekercioglu 2006; Whelan et al. 2008; Wenny et al. 2011). Se ha documentado que pueden regular las poblaciones de roedores y otras aves que son plagas de algunos cultivos agrícolas (Korpimäki y Norrdahl 1991; Kay et al. 1994; Wood y Fee 2003; Kross et al. 2012). Al actuar sobre vertebrados, los mecanismos por los cuales las aves rapaces ejercen efectos reguladores podrían ser más complejos que los de las aves insectívoras. Estos efectos pueden ser tanto directos (p.e. depredación) como indirectos (p.e. cambios en el comportamiento y densidad de la presa por miedo al depredador) siendo los efectos indirectos son a veces más importantes que los directos (Orrock et al. 2004; Preisser et al. 2005). Necesitamos conocer las especies de rapaces con mayor interés en el control de plagas agrícolas, así como las circunstancias en las que pueden tener un mayor papel regulador. Por ejemplo, la distancia de los cultivos a los hábitats de nidificación de las rapaces y la disponibilidad

de estructuras de madera que funcionen como perchas en los bordes de los cultivos pueden favorecer la presencia y actividad de caza por parte de las rapaces (Wolff et al. 1999; Sheffield et al. 2001).

Los estudios realizados en el marco de este proyecto muestran que la avifauna puede, efectivamente, realizar una importante función como controladora de plagas en ambientes agroforestales, tal como se expone en las siguientes secciones.

Potencial de las aves insectívoras para la regulación de plagas en cultivos leñosos mediterráneos

Rey Benayas et al. (2017) evaluaron el potencial de las aves insectívoras como reguladores de plagas en cultivos leñosos de España central. Las hipótesis de la investigación fueron que (H1) el uso de las cajas-nido por parte de las aves insectívoras aumenta con el tiempo desde su instalación, (H2) las aves seleccionan los hábitats más favorables para la reproducción, (H3) hay más reproducción de las aves cerca de los parches de hábitat natural y semi-natural no cultivado y (H4) la depredación de invertebrados es mayor cerca de cajas-nido con aves reproductoras que en los sitios sin aves reproductoras. Para ello, se instalaron 417 cajas-nido en un viñedo, dos fincas agrícolas de frutales y dos olivares. Se monitoreó su uso y la reproducción de las aves y otras especies durante cuatro años consecutivos (2013-2016). En todas las fincas, excepto en los olivares, se realizaron experimentos de depredación de orugas centinela de la polilla de la cera (*Galleria mellonella*) para estimar las tasas de consumo.

Las cajas-nido fueron ocupadas principalmente por el carbonero común (*Parus major*) y los gorriones doméstico (*Passer domesticus*) y molinero (*P. montanus*), aunque también se identificaron el herrerillo común (*Cyanistes caeruleus*), el herrerillo capuchino (*Lophophanes cristatus*) y el carbonero garrapinos (*Periparus ater*). La ocupación se incrementó con el tiempo transcurrido desde su instalación (H1) y promedió un 60% por finca en el viñedo y los frutales al final del cuarto año. El uso de las cajas-nido por los gorriones y el lirón careto (*Eliomys quercinus*), un depredador de huevos y pollos de aves, fue elevado en los frutales (70%) y en el viñedo (30%), respectivamente. El número de eventos reproductivos relativamente bajo en el viñedo (solo el 34% al cuarto año) puede reflejar la abundancia de sitios naturales para nidificar en el monte mediterráneo y bosque ripario que rodearon esta finca (Blitzer et al. 2012), así como la abundancia de lirones. Sin embargo, el número de eventos reproductivos en las cajas-nido en las fincas de frutales fue moderado ($\geq 50\%$) y consistente con estudios previos (Blondel et al. 1993; de la Hera et al. 2013). Las cajas-nido deberían diseñarse para minimizar el acceso de los lirones (Miller 2002). Las características del micro-hábitat (nivel de caja-nido) y del meso-hábitat (nivel de parche de cultivo) afectaron intensamente al uso de las cajas-nido y la reproducción de las aves (tamaño de puesta y pollos producidos) (H2). La intensidad de la competencia entre parejas reproductoras próximas sólo se manifestó en una de las fincas estudiadas. Existieron eventos reproductivos de las aves insectívoras en las mismas cajas-nido año tras año y agregación de parejas reproductoras en los mismos parches de elevada calidad en el mismo año (Wilkin et al. 2006). La calidad del hábitat parece ejercer un efecto más fuerte que la competencia por la selección de sitios para la reproducción. La distancia a la vegetación natural o semi-natural no tuvo un efecto consistente sobre la reproducción. La hipotetizada mayor reproducción cerca del hábitat natural o semi-natural (H3), que sólo se pudo testar en las fincas de frutales, se cumplió en una de las fincas probablemente como consecuencia de un gran bosque ripario próximo que actuó como hábitat fuente (Blitzer et al. 2012; Crisol-Martínez et al. 2006), pero no en la otra finca con hábitat ripario muy degradado.

Las tasas de depredación de las orugas centinela fueron aproximadamente un tercio mayores cerca (hasta 5 m) de las cajas-nido con aves reproductoras ($32 \pm 43\%$) que en los controles

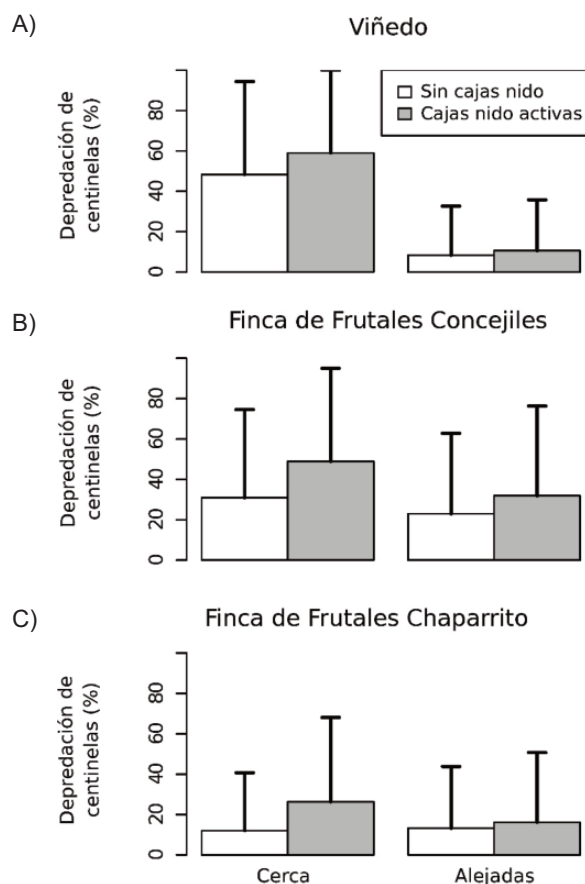


Figura 5. Proporción de orugas centinela depredadas cerca y lejos de cajas-nidos con aves insectívoras reproductoras (barras grises) y sus correspondientes controles sin cajas-nido (barras blancas) en tres cultivos leñosos del centro de España. Fuente: Rey Benayas et al. 2017.

Figure 5. Proportion of sentinel caterpillars preyed near and far away from nest-boxes with breeding pairs (gray bars) and their corresponding controls without nest-boxes (white bars) in three woody crops located in central Spain. Source: Rey Benayas et al. 2017.

pareados sin cajas-nido ($22\% \pm 39\%$) (Fig. 5). Esta evidencia indica un fuerte efecto "limpiador" cerca de los nidos de las aves que se debilita según aumenta la distancia a los mismos (Barbaro et al. 2013). Las tasas de consumo estimadas para las aves insectívoras por ha y estación reproductora variaron entre 0.02 kg en una finca de frutales y 0.15 kg en el viñedo. Estos valores no son tan elevados como los encontrados en otros estudios previos (Mock et al. 1991; Mols y Visser 2003; Jedlicka et al. 2011; Karp et al. 2013; Ferger et al. 2013). Por ejemplo, en un viñedo de California, se calculó que una pareja adulta del azulejo de garganta azul (*Sialia mexicana*) consumía un promedio de 46 g de artrópodos al día (Mock et al. 1991), y las aves insectívoras de los medios agrícolas en Kenia consumían al menos 1000 kg de invertebrados nocivos por km^2 y año (Ferger et al. 2013).

Concluimos que la instalación de cajas-nido *ad-hoc* en cultivos leñosos aumenta las poblaciones de aves insectívoras que regulan plagas y pueden contribuir a revertir el declive poblacional de las poblaciones de algunas aves características de los medios agrícolas como los gorriones. Sin embargo, la capacidad de regulación de las plagas es moderada y depende mucho del contexto ambiental o estudio de caso, particularmente la composición y configuración del paisaje alrededor de los cultivos diana y la actividad de especies como el lirón careto. Del mismo modo, necesitan elucidarse los efectos de las aves insectívoras en la comunidad de artrópodos completa, incluyendo las especies que son enemigos naturales de las plagas agrícolas.

Potencial de las aves rapaces para la regulación de plagas agrícolas

En relación con las aves frugívoras, nuestra hipótesis de partida fue que estas aves, al tratarse de presas ágiles, tienen como principales depredadores a los depredadores aéreos. Para analizar el potencial de las rapaces como controladores de avifauna frugívora en viñedos, iniciamos un estudio a largo plazo (desde 2004 hasta la actualidad) en mosaicos agroforestales de Galicia donde los viñedos son cultivos importantes (Rebollo et al. 2018). Estudiamos la dieta de las rapaces durante el periodo reproductor. Se instalaron cámaras fijas que se activaban en presencia de los adultos en 80 nidos de azor y 18 de gavilán durante el periodo 2007-2011. Además de estudiar la dieta, el registro de 535 000 fotos nos permitió analizar el efecto de la cámara en el comportamiento de adultos y crías. Comprobamos que el método era poco invasivo y el comportamiento de los individuos se normalizaba en los primeros días tras la instalación de la cámara (García-Salgado et al. 2015).

Nuestros resultados mostraron que la comunidad de rapaces puede ser densa y diversa en estos mosaicos agroforestales (Rebollo et al. 2011). La densidad de parejas reproductoras fue, para algunas especies ornitófagas como el azor (*Accipiter gentilis*), una de las más elevadas del mundo (Martínez-Hesterkamp et al. 2018a). Hasta el momento sólo hemos publicado datos de la dieta del azor, la rapaz con mayor interés para el control de la avifauna potencialmente plaga en los viñedos estudiados. Hemos controlado 2618 presas y en la dieta aparecen aves consumidoras de uvas como el estornino negro (*Sturnus unicolor*), el mirlo (*Turdus merula*), el zorzal común y charlo (*Turdus philomelos* y *viscivorus*), la urraca, la corneja (*Corvus corone*), la paloma torcaz (*Columba palumbus*) y la oropéndola (*Oriolus oriolus*), las cuales representan cerca del 25% de la dieta actual del azor en número de presas y el 23% en biomasa (Rebollo et al. 2017b y Tabla 1).

En la selección del lugar de nidificación de las rapaces estudiadas influyeron, por orden de importancia, la competencia intra-específica, la complejidad estructural del bosque y las interacciones inter-específicas en el gremio de rapaces. Las parejas se distribuyeron en el espacio de manera regular y las distancias mínimas medias entre parejas activas oscilaron entre 2080-2433 m en el azor, 1310-1774 m en el gavilán (*Accipiter nisus*) y 1071-1657 m en el busardo ratonero (*Buteo buteo*) dependiendo del año (Martínez-Hesterkamp et al. 2018a). Esta acusada territorialidad intra-específica posiblemente limita la densidad local de parejas reproductoras. En un estudio a escala global demostramos que las especies de rapaces más territoriales se alimentaron precisamente de las presas más ágiles, como las aves, y nidificaron en ambientes forestales (Martínez-Hesterkamp et al. 2018b). Las rapaces mostraron preferencias de hábitat en las escalas más próximas al nido: árbol del nido, entorno próximo (círculo próximo de radio 50 m) y

área familiar (círculo próximo de radio 500 m) (García-Salgado et al. 2017). Seleccionaron preferentemente manchas forestales con una fisonomía “madura” -árboles altos, estructura vertical compleja y varios estratos arbóreos con especies autóctonas y exóticas- lo que dificulta la recreación de hábitats de nidificación para favorecer estas especies. En la escala de territorio de nidificación (círculo próximo de radio 1100 m) no hubo diferencias entre árboles con nido y árboles seleccionados al azar. Finalmente, las interacciones inter-específicas entre las especies del gremio condicionaron la distribución espacial de las rapaces subordinadas (Rebollo et al. 2017a). El azor fue la especie dominante y depredó sobre el gavilán, pero no sobre el busardo ratonero. El gavilán desplegó una compleja estrategia para evitar la depredación del azor, incluido el alejamiento respecto a los nidos activos de azor. También mostró un acercamiento a los nidos activos de busardo ratonero que interpretamos como parte de la estrategia de defensa frente al azor.

Estamos analizando el papel de las rapaces desde una perspectiva más experimental en viñedos localizados en Valladolid y Burgos, pero los resultados hasta la fecha son preliminares. Estos experimentos analizan tanto los efectos directos debidos a la depredación como los efectos indirectos debidos al comportamiento de huida que generan las rapaces en sus presas. Hemos instalado atalayas de 5 m de altura para favorecer la caza de las rapaces y cometas con silueta de ave rapaz en vuelo para ahuyentar a sus presas, pues según algunos autores estas cometas protegen los cultivos de aves potencialmente perjudiciales, incluidas las aves frugívoras de los viñedos (Hothem y Dehaven 1982; Askham 1990; Peisley et al. 2017).

Recientemente se ha producido la expansión de la avispa asiática *Vespa velutina* en el norte de España. Los primeros nidos de avispa asiática en Galicia se descubrieron en 2012 y en nuestra zona de estudio en las Rías Bajas, en 2014. Se ha generado una elevada alarma social por su impacto en el sector apícola y por provocar algunas muertes de humanos. En el verano de 2018 instalamos cámaras en cuatro nidos de abejero europeo (*Pernis apivorus*) para comprobar el consumo de avispa asiática. Aunque estamos todavía identificando las presas en las 66 000 fotos obtenidas y en los restos de presas recolectados en los nidos de abejero y sus alrededores, podemos afirmar que las larvas de avispa asiática representan más del 50% de las presas aportadas en cada uno de los cuatro nidos. Hemos detectado un aumento del número de parejas reproductoras de abejero europeo y de su éxito reproductor en la zona de estudio desde la llegada de la avispa asiática. Si estos resultados se confirman, estamos ante un descubrimiento relevante que demuestra que esta rapaz nativa está respondiendo a la presencia de la plaga y se está especializando en su consumo. El abejero podría ser un aliado importante en el control de la avispa asiática. En las temporadas 2009-2010 se estimaron unas 700 parejas reproductoras de abejero europeo en Galicia (Palomino-Nan-

Tabla 1. Porcentaje que representan las aves consumidoras de uvas en la dieta del azor *Accipiter gentilis* en la zona de estudio. Fuente: Rebollo et al. 2017b.

Table 1. Percentage of birds that are grape consumers in the diet of the goshawk *Accipiter gentilis* in the study area. Source: Rebollo et al. 2017b.

Especies de aves consumidoras de uvas	% en número de presas	% en biomasa
Paloma torcaz	9.0	14.4
Urraca	7.2	4.8
Mirlo	5.3	1.9
Zorzal común	2.2	0.6
Estornino negro	0.6	0.2
Corneja negra	0.5	1.2
Oropéndola	<0.1	<0.1
TOTAL	24.8	23.1

tón y Valls 2011). Si las parejas tuvieran el consumo de velutina de los cuatro nidos de nuestra prueba piloto, serían miles los avisperos destruidos por los abejeros cada año. Es importante que los métodos que se utilicen para el control de los nidos de avispa asiática no mermen la labor de los abejeros. Por ejemplo, la utilización de venenos en la lucha contra la avispa, conocidos como troyanos, pueden afectar a los abejeros.

Podemos concluir que las rapaces diurnas existentes en los mosaicos agrícolas y forestales estudiados son aliados importantes en el control de plagas agrícolas. Algunas especies, como el azor, están presentes en densidades elevadas, son predominantemente ornitófaos y depredan sobre aves consumidoras de uvas. La acción de las rapaces puede posiblemente reforzarse con dispositivos de fácil instalación como atalayas o cometas con forma de ave rapaz en vuelo. Sin embargo, aunque algunas rapaces como el abejero europeo pueden realizar un consumo bastante especializado, es esperable que las rapaces tengan un comportamiento trófico más generalista. Por eso, sería interesante desarrollar métodos para dirigir la depredación de las rapaces sobre las especies diana.

Hacia una nueva ordenación del territorio con Infraestructura Verde

En este artículo hemos analizado servicios ecosistémicos relevantes dependientes de interacciones biológicas mediadas por la avifauna en mosaicos agroforestales, en particular, la regeneración forestal y la regulación de plagas. Para conseguir modelos de desarrollo más sostenibles es necesario integrar estos servicios en la ordenación del territorio. El concepto de Infraestructura Verde (IV) trata de facilitar esta integración. La IV es una red de zonas naturales y seminaturales y de otros elementos ambientales, planificada de forma estratégica, diseñada y gestionada para la prestación de una extensa gama de servicios ecosistémicos. Incorpora espacios verdes (o azules en el caso de los ecosistemas acuáticos) y otros elementos físicos de los espacios terrestres y marinos (Allen 2012; Comisión Europea 2013).

En el contexto de una biosfera humanizada y del Antropoceno, y en analogía con la infraestructura gris que mantiene la producción industrial, la IV sería la encargada de canalizar o facilitar los procesos naturales. La IV contribuye a los seis objetivos de la Estrategia Europea para la Biodiversidad hasta 2020, en particular la implementación de las Directivas de Aves y Hábitats, la restauración de los ecosistemas degradados y la implantación de esquemas agrícolas y forestales más sostenibles. En España, esta Estrategia ha influido en la última modificación de la Ley del Patrimonio Natural y la Biodiversidad y en la elaboración de la reciente Estrategia Estatal de Infraestructura Verde y de la Conectividad y Restauración Ecológicas (Gil et al. 2017). Cronológicamente el concepto de la IV ha emergido de forma paralela a la necesidad de un marco conceptual moderno de la ordenación del territorio y la restauración ecológica (Higgs et al. 2018), que proporciona beneficios explícitos a los humanos además de mejorar la conservación de la biodiversidad, la funcionalidad de los ecosistemas y la resiliencia y auto-regulación de éstos (Torres et al. 2018). Sin embargo, queda mucho por recorrer para alcanzar el reto de un territorio con IV multifuncional (Van der Plas et al. 2018). Confiamos en que los esfuerzos por identificar las especies de aves potencialmente beneficiosas pertenecientes a diferentes gremios, estudiar las características del servicio desarrollado por estas aves y los factores que influyen en el mismo y, finalmente, conocer las características del hábitat que permiten la presencia de las aves contribuirán al desarrollo de la futura IV.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado con fondos de los proyectos CICYT Ministerio de Educación y Ciencia (CGL2007-60533/BOS, CGL2010-18312/BOS) y del Ministerio de Economía y Competitividad (CGL2014-53308-P), de la red REMEDINAL (S-0505/AMB/0335, S2009 AMB-1783, S2013/MAE-2719 y TE-CM S2018/EMT-4338), de la Universidad de Alcalá (CCG2014/BIO-002) y del MA-

GRAMA y la Fundación Biodiversidad a través de la Fundación Internacional para la Restauración de Ecosistemas. GGS fue financiado con una beca FPU (AP2006-00891) y SMH por una beca FPI (BES-2008-006630), ambas del Ministerio de Educación y Ciencia. LMB fue financiada por una beca FPI (BES-2015-075276) del Ministerio de Ciencia y Tecnología. NM fue financiada por una beca de la Universidad de Alcalá. ABL agradece ayudas postdoctorales Juan de la Cierva (FJCI-2015-23687) y de la Fundación Alexander von Humboldt. Agradecemos la colaboración de la Dirección Xeral de Conservación da Natureza de la Xunta de Galicia por las facilidades para desarrollar las investigaciones realizadas en esta Comunidad y de las bodegas de Abadía Retuerta y Martín Berdugo y de Haciendas Bio. Finalmente, agradecemos la contribución de un revisor anónimo que mejoró la versión original de este artículo.

Referencias

- Allen, W.L. 2012. Advancing green infrastructure at all scales: from landscape to site. *Environmental Practice* 14:17-25.
- Alonso, C.L. 2010. El arrendajo. En: Enciclopedia virtual de los vertebrados españoles. Salvador, A., Bautista, L.M. (eds.) MNCN. Madrid, España. Disponible en: <http://www.vertebradosibericos.org>.
- Askham, L.R. 1990. Effect of Artificial Perches and Nests in Attracting Raptors To Orchards. En: Davis, L.R., Marsh, R.E. (eds.), *Proceedings of the Fourteenth Vertebrate Pest Conference*, Sacramento, California, pp.144-148. University of California, Davis, CA, Estados Unidos.
- Barbaro, L., Battisti, A. 2011. Birds as predators of the pine processionary moth (Lepidoptera: Notodontidae). *Biological Control* 56:107-114.
- Barbaro, L., Giffard, B., Charbonnier, Y., van Halder, I., Brockerhoff, E.G. 2013. Bird functional diversity enhances insectivory at forest edges, a transcontinental experiment. *Diversity and Distributions* 20:1-11.
- Barbosa, P.A. (Ed.). 1998. *Conservation biological control*. Academic Press, San Diego, USA.
- BirdLife International 2004. Birds in Europe: Population Estimates, Trends and Conservation Status. *BirdLife Conservation Series No 12*.
- Birkhead, T. 1991. *The magpies: the ecology and behaviour of black-billed and yellow-billed magpies*. T and AD Poyser, Londres, Reino Unido.
- Blitzer, E.J., Dormann, C.F., Holzschuh, A., Klein, A., Rand, T.A., Tscharntke, T. 2012. *Spillover of functionally important organisms between managed and natural habitats*. Publications from USDA-ARS/UNL Faculty. Paper 835. Disponible en: <http://digitalcommons.unl.edu/usdaarsfacpub/835>.
- Blondel, J., Dias, P.C., Maistre, M., Perret, P. 1993. Habitat heterogeneity and life-history variation of Mediterranean blue tits (*Parus caeruleus*). *The Auk* 110:511-520.
- Boesing, A.L., Nichols, E., Metzger, J.P. 2017. Effects of landscape structure on avian-mediated insect pest control services: a review. *Landscape Ecology* 32:931-944.
- Bullock, J.M., Moy, I.L., Pywell, R.F., Coulson, S.J., Nolan, A.M., Caswell, H. 2002. Plant dispersal and colonization processes at local and landscape scales. En: Bullock, J.M., Kenward, R.E., Hails, R.S. (eds.), *Dispersal Ecology*. British Ecological Society. Londres, Reino Unido.
- Castro, J., Molina-Morales, M., Leverkus, A.B., Martínez-Baroja, L., Pérez-Camacho, L., Villar-Salvador, P., Rebollo, S., Rey-Benayas, J.M. 2017. Effective nut dispersal by magpies (*Pica pica* L.) in a Mediterranean agroecosystem. *Oecologia* 184:183-192.
- Clarkson, K., Eden, S.F., Sutherland, W.J., Houston, A.I. 1986. Density Dependence and Magpie Food Hoarding. *The Journal of Animal Ecology* 55:111-121.
- Comisión Europea 2013. Disponible en: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/?uri=celex%3A52013D00249>.
- Crisol-Martínez, E., Moreno-Moyano, L.T., Wormington, K.R., Brown, P.H., Stanley, D. 2016. Using next-generation sequencing to contrast the diet and explore pest-reduction services of sympatric bird species in Macadamia orchards in Australia. *PLoS ONE* 11(3): e0150159.
- de la Hera, I., Arizaga, J., Galarza, A. 2013. Exotic tree plantations and avian conservation in northern Iberia, a view from a nest-box monitoring study. *Animal Biodiversity and Conservation* 36:153-163.
- del Hoyo J., Elliott, A., Sargatal, J., Christie, D. A., de Juana, E. (Eds.) 2018. *Handbook of the Birds of the World Alive*. Lynx Edicions, Barcelona, España.

- den Ouden, J., Jansen, P.A., Smit, R. 2005. Jays, Mice and Oaks: Predation and Dispersal of *Quercus robur* and *Q. petraea* in North-western Europe. En: Forget, P.M., Association for Tropical Biology and Conservation, Smithsonian Tropical Research Institute (Eds.), *Seed Fate: Predation, Dispersal and Seedling Establishment*, pp. 223–239. CABI Publ, Wallingford, Oxfordshire, Reino Unido.
- Denk, T., Grimm, G.W., Manos, P.S., Deng, M., Hipp, A.L. 2017. An Updated Infrageneric Classification of the Oaks: Review of Previous Taxonomic Schemes and Synthesis of Evolutionary Patterns. En: Gil-Pelegrín, L., E. Peguero-Pina, J.J. Sancho-Knapik, D. (eds). *Oaks Physiological Ecology. Exploring the Functional Diversity of Genus Quercus*, vol. 7, pp. 13–38. Springer International Publishing AG, Cham, Suiza. Disponible en: http://link.springer.com/10.1007/978-3-319-69099-5_2
- Ferger, S.W., Böhning-Gaese, K., Wilcke, W., Oelmann, Y., Schleuning, M. 2013. Distinct carbon sources indicate strong differentiation between tropical forest and farmland bird communities. *Oecologia* 171:473–486.
- Folke, C., Carpenter, S., Walket, B., Scheffer, M., Elmqvist, T., Gunderson, L. Holling, C.S. 2004. Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management. *Annual Review of Ecology and Systematics* 35:557–581.
- García-Salgado, G., Rebollo, S., Pérez Camacho, L., Martínez-Hestekamp, S., de la Montaña, E., Domingo, R., Madrigal-González, J., Fernández-Pereira J.M. 2017. Nesting habitat preferences and breeding success of Northern Goshawk (*Accipiter gentilis*) in exotic Eucalyptus plantations in southwestern Europe. *Forest Ecology and Management* 409:817–825.
- García-Salgado, G., Rebollo, S., Pérez Camacho, L., Martínez-Hestekamp, S., Navarro, A., Fernández-Pereira, J.M. 2015. Evaluation of trail cameras for analyzing the diet of nesting raptors using the Northern Goshawk as a model. *PlosOne* 10 (5): e0127585. doi:10.1371/journal.pone.0127585.
- Gil, P.M., Forner, A., Valladares, F. 2017. Infraestructura verde: ¿sueño o pesadilla? *Quercus* 381:38–44.
- Gómez, J.M., Schupp, E.W., Jordano, P. 2018. Synzoochory: the ecological and evolutionary relevance of a dual interaction. *Biological Reviews*, doi:10.1111/brv.12481.
- Gómez-Sal, A. 2012. Agroecosistemas: opciones y conflictos en el suministro de servicios clave. *Ambienta* 98:18–31.
- Guerry, A.D., Polasky, S., Lubchenco, J., Chaplin-Kramer, R., Daily, G.C., Griffin, R., et al. 2015. Natural capital and ecosystem services informing decisions: From promise to practice. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 112:7348–7355.
- Hallmann, C.A., Foppen, R.P.B., van Turnhout, C.A.M., de Kroon, H., Jongejans, E. 2014. Declines in insectivorous birds are associated with high neonicotinoid concentrations. *Nature* 511:341–344.
- Henry, M., Béguin, M., Requier, F., Rollin, O., Odoux, J.F., Aupinel, P., Aptel, J., Tchamitchian, S. Decourtye, A. 2012. A common pesticide decreases foraging success and survival in honey bees. *Science* 336:348–350.
- Herrera, C. 1987. Vertebrate-dispersed plants of the Iberian Peninsula: a study of fruit characteristics. *Ecological Monograph* 57:305–331.
- Higgs, E.S., Harris, J.A., Heger, T., Hobbs, R.J., Murphy, S.D., Suding, K.N. 2018. Keep ecological restoration open and flexible. *Nature Ecology and Evolution* 2:580.
- Hildebrandt, A., Guillamón, M., Lacorte, S., Tauler, R., Barceló, D. 2008. Impact of pesticides used in agriculture and vineyards to surface and groundwater quality (North Spain). *Water Research* 42:3315–3326.
- Homet-Gutiérrez, P., Schupp, E.W., Gómez, J.M. 2015. Naturalization of almond trees (*Prunus dulcis*) in semi-arid regions of the Western Mediterranean. *Journal of Arid Environments* 113:108–113.
- Hothem, R.L., Dehaven, R.W. 1982. Raptor-mimicking kites for reducing bird damage to wine grapes. *Proceedings of the 10th Vertebrate Pest Conference*, pp 171–178.
- Houger, C., Colding, J., Söderqvist, T. 2006. Economic valuation of a seed dispersal service in the Stockholm National Urban Park, Sweden. *Ecological Economics* 9:364–374.
- Jedlicka, J.A., Greenberg, R., Letourneau, D.K. 2011. Avian conservation practices strengthen ecosystem services in California vineyards. *PLoS ONE* 6(11): e27347.
- Jones, H. P., Jones, P. C., Barbier, E. B., Blackburn, R. C., Rey Benayas, J. M., Holl, K. D., McCrackin, M., Meli, P., Montoya, D., Moreno-Mateos, D. 2018. Restoration and repair of Earth's damaged ecosystems. *Proceedings Royal Society B* 285: 20172577.
- Jordano, P. 2010. Coevolution in multispecific interactions among free-living species. *Evolution: Education and Outreach* 3:40–46.
- Kappelle, M. (Ed.). 2006. *Ecology and conservation of neotropical montane oak forests*. Springer, Berlin, Alemania.
- Karp, D.S., Mendenhall, C.D., Figueroa, R.S., Chaumont, N., Ehrlich, P.R., Hadly, E.A., et al. 2013. Forest bolsters bird abundance, pest control and coffee yield. *Ecology Letters* 16:1339–1347.
- Kay, B.J., Twigg, L.E., Korn, T.J., Nicol, H.I. 1994. The use of artificial perches to increase predation on house mice (*Mus domesticus*) by raptors. *Wildlife Research* 21:95–106.
- Korpimäki, E., Norrdahl, K. 1991. Numerical and functional-responses of kestrels, short-eared owls, and long-eared owls to vole densities. *Ecology* 72:814–826.
- Kremen, C., Williams, N.M., Bugg, R.L., Fay, J.P., Thorp, R.W. 2004. The area requirements of an ecosystem service: crop-pollination by native bee communities in California. *Ecology Letters* 7:1109–1119.
- Kross, S., Tylianakis, J.M., Nelson, X.J. 2012. Effects of introducing threatened falcons into vineyards on abundance of Passeriformes and bird damage to grapes. *Conservation Biology* 6: 142–149.
- Leverkus, A.B., Castro, J. 2017. An ecosystem services approach to the ecological effects of salvage logging: valuation of seed dispersal. *Ecological Applications* 27:1057–1063.
- Leverkus, A.B., Rey Benayas, J.M., Castro, J. 2016. Shifting demographic conflicts across recruitment cohorts in a dynamic post-disturbance landscape. *Ecology* 97:2628–2639.
- Lundberg, J., Andersson, E., Cleary, G., Elmqvist, T. 2008. Linkages beyond borders: targeting spatial processes in fragmented urban landscapes. *Landscape Ecology* 23:717–726.
- Lundberg, J., Moberg, F. 2003. Mobile link organisms and ecosystem functioning: implications for ecosystem resilience and management. *Ecosystems* 6:87–98.
- Martí, R., del Moral, J.C. (Eds). 2003. *Atlas de las Aves Reproductoras de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- Martínez-Baroja, L., Pérez-Camacho, L., Villar-Salvador, P., Rebollo, S., Leverkus, A., Quiles, P., et al. 2017. Acorn dispersal by magpie (*Pica pica*) in a Mediterranean forest and farmland mosaic. An overlooked actor for oak woodland spread? –Conference in ResearchGate. Disponible en: https://www.researchgate.net/publication/315112759_Effective_nut_dispersal_by_magpies_Pica_pica_L_in_a_Mediterranean_agroecosystem.
- Martínez-Hestekamp, S., Rebollo, S., Pérez-Camacho, L., García-Salgado, G., Fernández-Pereira, J.M. 2018a. Assessing the ability of novel ecosystems to support animal wildlife through analysis of diurnal raptor territoriality. *PlosOne* 13(10): e0205799. doi: org/10.1371/journal.pone.0205799.
- Martínez-Hestekamp, S., Rebollo, S., Kennedy, P.L., Pérez-Camacho, L., García-Salgado, G., Morales-Castilla, I. 2018b. Territoriality in diurnal raptors: relative roles of recent evolution, diet and nest site. *Biological Journal of the Linnean Society* 124 (1):126–137.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment) 2005. *Ecosystems and human well-being. Synthesis*. Island Press, Washington D.C., Estados Unidos.
- Miller, K.E. 2002. Nesting success of the great crested flycatcher in nest boxes and in tree cavities, Are nest boxes safer from nest predation? *The Wilson Bulletin* 114:179–185.
- Mock, P.J., Khubesian, M., Larcheveque, D.M. 1991. Energetics of growth and maturation in sympatric passerines that fledge at different ages. *The Auk* 108:34–41.
- Mols, C.M.M., Visser, M.E. 2002. Great tits can reduce caterpillar damage in apple orchards. *Journal of Applied Ecology* 39:888–899.
- Molina-Morales, M., Albaladejo, G., Castro J. 2019. Cache marking under field conditions does not affect nut recovery rate by the Eurasian magpie *Pica pica*, a scatter-hoarder corvid. *Ardeola* 66:77–87.
- Moreno-Mateos, D., Barbier, E.B., Jones, P.C., Jones, H.P., Aronson, J., McCrackin, M., Meli, P., Montoya, D., Rey Benayas, J.M. 2017. Anthropogenic ecosystem disturbance and the recovery debt. *Nature Communications* 8:14163.
- Orrock, J.L., Danielson, B.J., Brinkerhoff, R.J. 2004. Rodent foraging is affected by indirect, but not by direct, cues of predation risk. *Behavioral Ecology* 15:433–437
- Palomino-Nantón, D., Valls, J. 2011. *Las rapaces forestales de España. Población reproductora en 2009-2010 y método de censo*. Seo/BirdLife, Madrid, España. 153 pp.
- Paoletti, M.G., Pimentel, D. 2000. Environmental risks of pesticides versus genetic engineering for agricultural pest control. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics* 12:279–303.

- Peisley, R.K., Saunders, M.E., Luck, G.W. 2017. Providing perches for predatory and aggressive birds appears to reduce the negative impact of frugivorous birds in vineyards. *Wildlife Research* 44(4):334-342.
- Pesendorfer, M.B., Sillett, T.S., Koenig, W.D., Morrison, S.A. 2016. Scatterhoarding corvids as seed dispersers for oaks and pines: A review of a widely distributed mutualism and its utility to habitat restoration. *The Condor* 118:215–237.
- Pons, J., Pausas, J.G. 2007. Acorn dispersal estimated by radio-tracking. *Oecologia* 153:903–911.
- Preisser, E.L., Bolnick, D.I., Benard, M.E. 2005. Scared to death? The effects of intimidation and consumption in predator–prey interactions. *Ecology* 86 (2):501–509.
- Rebollo, S., Pérez-Camacho, L., García-Salgado, G., Martínez-Hestekamp, S., Fernández-Pereira, J.M., Rebollo, M., Rebollo, P., de la Montaña, E. 2011. Spatial relationship among northern goshawk, Eurasian sparrowhawk and common Buzzard: rivals or partners? En: *Ecology and conservation of European forest raptors*. Zuberogitia, I., Martínez, J.E. (Eds.), pp 159-167, Diputación Foral de Bizkaia, País Vasco.
- Rebollo, S., Martínez-Hestekamp, S., García-Salgado, G., Pérez-Camacho, L., Fernández-Pereira, J.M., Jenness, J. 2017a. Spatial relationships and mechanisms of coexistence between dominant and subordinate top predators. *Journal of Avian Biology* 48 (9):1226-1237.
- Rebollo, S., García-Salgado, G., Pérez-Camacho, L., Martínez-Hestekamp, S., Navarro, A., Fernández-Pereira, J. M. 2017b. Prey preferences and recent changes in diet of a breeding population of the Northern Goshawk in Southwestern Europe. *Bird Study* 64 (4):464-475.
- Rebollo, S., Pérez-Camacho, L., García-Salgado, G., Martínez-Hestekamp, S., Fernández-Pereira, J.M., de la Montaña, E. 2018. Las aves rapaces, bioindicadores de los ecosistemas forestales. *Quercus* 393:17-23.
- Rey-Benayas, J.M., Bullock, J.M. 2012. Restoration of biodiversity and ecosystem services on agricultural land. *Ecosystems* 15:883–889.
- Rey Benayas, J.M., Meltzer, J., de las Heras, D., Cayuela, L. 2017. Potential of pest regulation by insectivorous birds in Mediterranean woody crops. *PlosOne* 12 (9): e0180702. doi: /10.1371/journal.pone.0180702.
- Sabatier, P., Poulencard, J., Fanget, B., Reyss, J.L., Develle, A.L., Wilhelm, B., et al. 2014. Long-term relationships among pesticide applications, mobility, and soil erosion in a vineyard watershed. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 111:15647–15652.
- Savary, S., Ficke, A., Aubertot J.N., Hollier, C. 2012. Crop losses due to diseases and their implications for global food production losses and food security. *Food Security* 4: 519-537.
- Sekercioglu, C.H. 2006. Increasing awareness of avian ecological function. *Trends in Ecology and Evolution* 21(8):464-471.
- SEO/BirdLife. 2012. *Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente-SEO/BirdLife. Madrid.
- Sheffield, L.M., Crait, J.R., Edge, W.D., Wang, G.M. 2001. Response of American kestrels and gray-tailed voles to vegetation height and supplemental perches. *Canadian Journal of Zoology* 79:380–385.
- Stokstad, E., Grullón, G. 2013. Pesticide Planet. *Science* 341:730-731.
- Torres, A., Fernández, N., zu Ermgassen, S., Helmer, W., Revilla, E., Saavedra, D., et al. 2018. Measuring rewilding progress. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, doi: 10.1098/rstb.2017.0433.
- van der Plas, F., Ratcliffe, S., Ruiz Benito, P., Scherer-Lorenzen, M., Verheyen, K., Wirth, C., Zavala, M.A., et al. 2018. Continental mapping of forest ecosystem functions reveals a high but unrealised potential for forest multifunctionality. *Ecology Letters* 21:31-42.
- Waite, R.K. 1985. Food caching and recovery by farmland corvids. *Bird Study* 32: 45-49.
- Wenny, D.G., Devault, T.L., Johnson, M.D., Kelly, D., Sekercioglu, C.H., Tomback, D.F., Whelan, C.J. 2011. The need to quantify ecosystem services provided by birds. *The Auk* 128 (1):1-14.
- Whalon, M.E., Mota-Sanchez, D., Hollingworth, R.M. (Eds.). 2008. *Global pesticide resistance in arthropods*. Wallingford: CAB International.
- Whelan, C.J., Wenny, D.G., Marquis, R.J. 2008. Ecosystem services provided by birds. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1134:25-60.
- Wilkin, T.A., Garant, D., Gosler, A.G., Sheldon, B.C. 2006. Density effects on life-history traits in a wild population of the great tit *Parus major*, analyses of long-term data with GIS techniques. *Journal of Animal Ecology* 75:604–615.
- Wolff, J.O., Fox, T., Skillen, R.R., Wang, G.M. 1999. The effects of supplemental perch sites on avian predation and demography of vole populations. *Canadian Journal of Zoology* 77:535–541.
- Wood, B.J., Fee, C.G. 2003. A critical review of the development of rat control in Malaysian agriculture since the 1960s. *Crop Protection* 22:445-461.