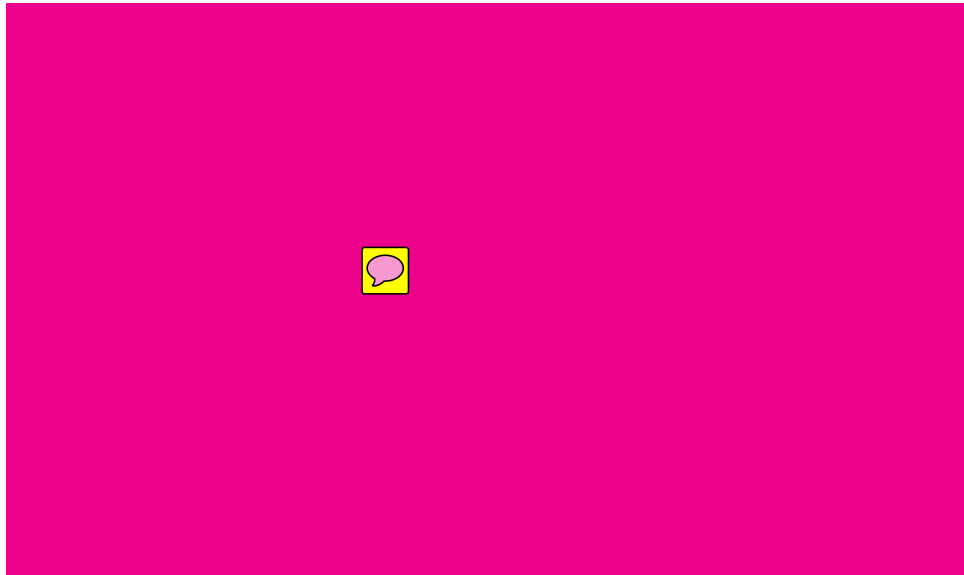


Comparación de dos métodos de seguimiento ornitológico para la evaluación de las actuaciones del Proyecto Life Ripisilvanatura



Pie de foto.
© Autor

Francisco Robledano Aymerich^{1,*}, María Victoria Jiménez Franco², Francisco A. García-Castellanos³ y Ángel Sallent Sánchez^{1,3}

¹ Universidad de Murcia.

² Universidad Miguel Hernández de Elche.

³ Asociación de Naturalistas del Sureste (ANSE).

* Autor para correspondencia: frobleda@um.es

RESUMEN

En el presente trabajo se presentan los resultados preliminares del seguimiento ornitológico integrado en el proyecto Life Ripisilvanatura. Para ello se ha realizado una primera comparación de los resultados obtenidos hasta la fecha, con el fin de evaluar en qué medida el método de censo activo directo mediante transectos lineales y el de trampeo pasivo de aves para anillamiento se complementan en el seguimiento de la avifauna riparia.

Esta evaluación, aunque todavía de muy corta duración, puede ayudar a sentar las bases para el deseable seguimiento a largo plazo de este tipo de acciones de restauración, así como ayudar a esclarecer los patrones de respuesta de dicha taxocenosis en las etapas más tempranas de la recuperación del hábitat.

Entre 2015 y 2017 se han realizado dos muestreos anuales utilizando dos métodos (transectos lineales y trampeo con redes japonesas), en seis estaciones representativas de las áreas de restauración (4) y referencia (2) de dicho proyecto. Las primeras corresponden a cuatro tipos de tratamiento para la eliminación y control de especies exóticas invasoras (principalmente Arundo donax) dentro de un tramo de 57 km del curso medio del río Segura (Región de Murcia, SE de España). Las áreas de referencia son tramos no alterados en los que no se realiza ningún tipo de tratamiento, y que sólo fueron objeto de trampeo con redes en 2015. En total, se realizaron 64 jornadas de muestreo, incluyendo 28 mediante trampeo (12 en 2015, 8 en 2016 y 8 en 2017) y 36 mediante transectos lineales (12 cada año). Entre ambos métodos, se han registrado 64 especies de aves de las cuales sólo 36 lo han sido por ambos métodos, otras 16 exclusivamente en los transectos lineales, y las 12 restantes únicamente mediante trampeo con redes japonesas. Aunque el método más eficaz fue el conteo directo (visual o auditivo), un 18,7% de la riqueza total no hubiera sido registrada aplicando exclusivamente este método. Las especies sólo capturadas en las redes suelen ser muy raras (frecuencia de aparición en el conjunto de los muestreos < 0,1). Para muchas de las que nunca han sido capturadas, debido a su tamaño, comportamiento o preferencias de hábitat, el método de trampeo resulta claramente inadecuado. La comparación de estos dos métodos puede tener utilidad práctica para la selección de la técnica más adecuada para el muestreo y seguimiento de especies riparias, dependiendo de sus probabilidades de ocupación y detección.

Palabras clave

Hábitats riparios, restauración, seguimiento, trampeo, transecto lineal.

INTRODUCCIÓN

Los programas de seguimiento de aves incluyen diferentes técnicas de muestreo, desde censos hasta programas de anillamiento o de seguimiento reproductivo de especies concretas (Dunn y Ralph, 2004; Tempel y Gutiérrez, 2013). Para obtener información efectiva, es necesario considerar diferentes técnicas de monitoreo en modelos de ocupación, como han sido recientemente

utilizadas en otras especies (Ausband *et al.*, 2014). Además, debido al comportamiento de las especies y a factores ambientales del momento de la visita (fenología, eventos meteorológicos, hora del día, etc.), determinadas especies no son detectadas aunque estén presentes (detección imperfecta; $p < 1$). Para considerar la detección imperfecta es necesario tener réplicas de los muestreos, bien temporales o espaciales, utilizando modelos de ocupación (*site occupancy models*;

MacKenzie *et al.*, 2006). Estos modelos han sido desarrollados en los últimos años y estiman de forma conjunta las probabilidades de ocupación y de detección (Martínez-Martí *et al.*, 2016). Los modelos de ocupación de múltiples especies han sido utilizados en estudios de comunidades de aves (Zipkin *et al.*, 2009), manteniendo una estructura más compleja y novedosa, con el objetivo de estimar la riqueza de la comunidad total (Kéry y Royle, 2016; Jiménez-Franco *et al.*, 2019).

Las riberas fluviales son enclaves de extraordinario valor ecológico al constituir un ecotono entre los ecosistemas acuáticos y terrestres, proporcionando gran cantidad de recursos, funciones y servicios ambientales (Malason, 1993). También se cuentan entre las áreas más fuertemente transformadas por reunir condiciones que favorecen el desarrollo de usos y actividades humanas, y la proliferación de Especies Exóticas Invasoras (EEIs) cuyo máximo exponente en la cuenca del Segura es la caña común *Arundo donax* L. El resultado es la pérdida y fragmentación de las formaciones riparias nativas, restringiéndose las mejor conservadas a lugares de difícil acceso o espacios naturales protegidos (Ríos, 1996; Velasco, 2008). El valor indicador de las aves de ribera en los procesos de degradación y recuperación de estos ambientes ha sido poco estudiado en la península Ibérica, y menos en cuencas semiáridas como gran parte de la del río Segura.

Este trabajo evalúa en qué medida el censo directo mediante transectos lineales y el de trampeo para anillamiento se

complementan en el seguimiento de la avifauna riparia. Para ello, se utilizan como réplicas temporales un conjunto de muestreos de aves obtenidos por ambos métodos en el ámbito del Proyecto Life 13BIO/ES/001407 Ripisilvanatura (www.ripisilvanatura.eu/). Este proyecto tiene como objetivo apoyar la recuperación del bosque ripario (en especial los hábitats de Interés Comunitario 92A0 y 92D0) en tramos repartidos a lo largo de 57 km del río Segura, donde uno de los indicadores ambientales de seguimiento propuesto son las aves riparias.

METODOLOGÍA

Área de estudio y especies objetivo

Ripisilvanatura, cofinanciado por la Unión Europea y con una duración de cinco años (01-09-2014 a 31-08-2019), es un proyecto demostrativo de restauración de riberas y control de especies exóticas invasoras (EEIs) a desarrollar en un tramo de 57 km del río Segura, incluido en su totalidad en la Región de Murcia (SE de España), desde la confluencia del río Mundo hasta el paraje de El Menjú en Cieza (Figura 1).

Las especies objetivo son las aves de ribera, incluyendo en consecuencia tanto las denominadas "riparias obligadas" (con más del 90% de su abundancia concentrada en la vegetación de ribera durante el periodo reproductor), como las "dependientes" de dicho hábitat, normalmente con más del 60% de su abundancia local concentrada en él (Bureau of Land Management, 1998; Rich, 2002).

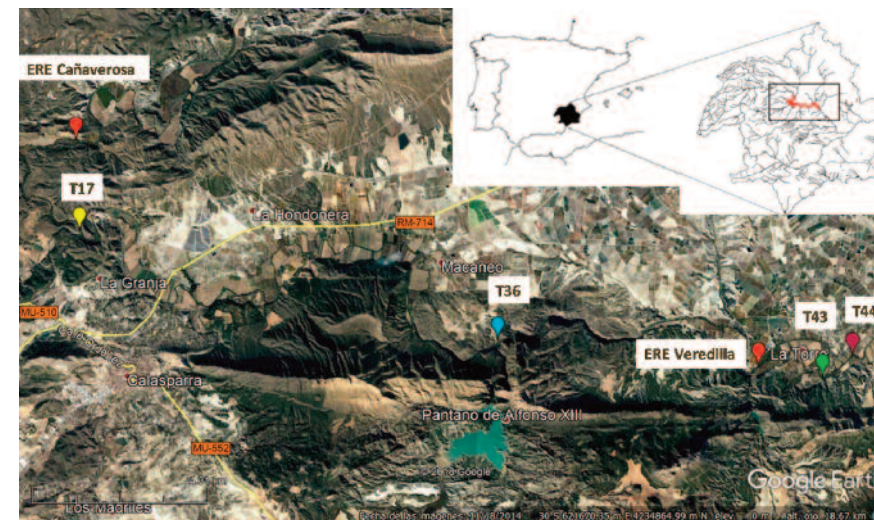


Figura 1

Ámbito del proyecto Ripisilvanatura. Se indican los tramos de actuación ("teselas", numeradas en sentido aguas abajo) que contienen las cuatro estaciones de monitorización ecológica (EMEs: T17, T36, T43, T44), y las estaciones de referencia (EREs: Cañaverosa, Veredilla) utilizadas en este trabajo. En todas ellas se realizaron transectos lineales y trampeo de aves, con excepción de la T17 (sólo trampeo), que se hizo equivalente a la T36 (sólo transecto lineal).

Metodología de muestreo

Las aves se censan mediante transectos lineales (recorridos de 400 m de longitud) en 17 estaciones de monitorización ecológica (EMEs), distribuidas por los tramos que son objeto de actuaciones de restauración ("teselas"), y en tres estaciones de referencia (EREs), no modificadas, las cuales son utilizadas como control. En ocho de ellas (seis EMEs y dos EREs) también se realizan trampeos con redes japonesas para anillamiento.

Para la presente evaluación se utilizan seis sitios (cuatro EMEs y dos EREs) en los que se han aplicado ambos métodos de muestreo en dos ocasiones en primavera (abril-mayo y junio). Considerando conjuntamente todos los datos obtenidos durante el periodo 2015-2017, conforman un máximo de seis réplicas temporales por sitio (dos por año), aunque las dos EMEs sólo se muestrearon el primer año (2015). Las cuatro EMEs cubren todos los tipos de tratamiento

de eliminación y posterior control (mantenimiento regular) de plantas exóticas invasoras, principalmente caña común *Arundo donax*, aunque a los efectos de este trabajo se consideran genéricamente como estaciones restauradas (independientemente del tratamiento aplicado). Para un tipo de tratamiento no fue posible disponer de datos de ambos métodos de muestreo en la misma estación, debiendo seleccionar las dos teselas equivalentes más próximas (T17 de trampeo y T36 de transecto lineal), considerando que esta separación espacial no afectaba a la composición de la comunidad riparia. Los muestreos estaban dirigidos a la comunidad reproductora. En total se realizaron 64 jornadas de muestreo, incluyendo 28 de trampeo (12 en 2015, 8 en 2016 y 8 en 2017) y 36 de transectos lineales (12 cada año).

Análisis de datos

A partir de los datos observados, se han realizado dos mallas de interacción, una

para cada tipo de muestreo, que representan la relación entre el número de veces que cada especie está presente en cada uno de los sitios de muestreo. Se ha realizado mediante el paquete de R *bi-partite* (Vázquez *et al.*, 2009).

Se han realizado dos modelos de ocupación de múltiples especies para la comunidad de aves riparias (Kéry y Royle, 2016), uno para cada tipo de muestreo (transecto lineal y trampeo). Estos modelos son una extensión de los modelos de ocupación de una sola especie (MacKenzie *et al.*, 2006), donde además de obtener las probabilidades de ocupación (P_{si}) y detección (p) para cada una de las especies, se obtienen unos parámetros medios para toda la comunidad de aves. Los datos son agrupados en matrices de sitios x especies para cada tipo de muestreo, incluyendo las veces que aparecen durante las seis visitas temporales (3 años x 2 visitas al año) para cada uno de los seis sitios. En el caso del trampeo, dos de los seis sitios (las EREs) sólo recibieron dos visitas iniciales en 2015. Puesto que el objetivo principal de este estudio es obtener una estimación general de la comunidad de aves basada en cada uno de los métodos de muestreo, las probabilidades de ocupación son modeladas sin considerar variables temporales ni características ambientales de los sitios. Por otro lado, las probabilidades de detección tampoco consideraron ninguna característica específica de las visitas temporales. Los dos modelos han sido desarrollados mediante estadística bayesiana con el paquete *jagsUI* (Kellner, 2015) del programa

estadístico libre R versión 3.3.2 (R Core Team, 2016). Además, se ha analizado la correlación lineal entre los datos de ocupación y de detectabilidad para comparar los dos métodos de muestreo utilizados (Jiménez-Franco *et al.*, 2019).

RESULTADOS

Estimas medias para la comunidad de aves

Los valores medios de probabilidad de ocupación y detección para la comunidad riparia son similares para cada uno de los métodos de muestreo (Tabla 1). La riqueza de especies estimada es similar entre sitios, aunque comparando los valores entre ambos métodos de muestreo dichas estimas son de forma general mayores en el transecto lineal (Tabla 1). Estos resultados concuerdan con el mayor número de especies que sólo fueron detectadas mediante los transectos lineales y que no fueron capturadas en las redes de anillamiento (Tabla 2).

	Transecto lineal		Trampeo	
	Media	SE	Media	SE
OCUPACIÓN (ψ)	0,858	0,057	0,898	0,057
DETECCIÓN (p)	0,289	0,051	0,229	0,045
ERE CAÑAVEROSA Control	42,744	2,499	37,714	3,056
ERE VEREDILLA Control	43,537	2,514	39,002	2,769
T17-36 Tratamiento	37,498	3,121	37,192	3,022
T37 Tratamiento	38,253	2,916	40,815	2,313
T43 Tratamiento	44,134	2,598	40,301	2,134
T44 Tratamiento	40,926	2,856	39,614	2,423

Tabla 1

Comparación de los parámetros medios de ocupación y detección de la comunidad de aves, y de los valores de riqueza estimada para cada una de las estaciones estudiadas, considerando los dos métodos de muestreo. Los datos muestran media y error estándar (SE).

Transecto lineal	Trampeo
1. <i>Alcedo atthis</i>	1. <i>Anas platyrhynchos</i>
2. <i>Cecropis daurica</i>	2. <i>Apus apus</i>
3. <i>Emberiza calandra</i>	3. <i>Ardea cinerea</i>
4. <i>Ficedula hypoleuca</i>	4. <i>Caprimulgus ruficollis</i>
5. <i>Phoenicurus phoenicurus</i>	5. <i>Cisticola juncidis</i>
6. <i>Phylloscopus bonelli</i>	6. <i>Columba palumbus</i>
7. <i>Phylloscopus collybita</i>	7. <i>Erithacus rubecula</i>
8. <i>Phylloscopus sibilatrix</i>	8. <i>Linaria cannabina</i>
9. <i>Phylloscopus trochilus</i>	9. <i>Loxia curvirostra</i>
10. <i>Sylvia borin</i>	10. <i>Oenanthe leucura</i>
11. <i>Sylvia communis</i>	11. <i>Periparus ater</i>
12. <i>Sylvia undata</i>	12. <i>Picus sharpei</i>
	13. <i>Ptyonoprogne rupestris</i>
	14. <i>Streptopelia decaocto</i>
	15. <i>Streptopelia turtur</i>
	16. <i>Troglodytes troglodytes</i>

Tabla 2

Especies no detectadas por cada uno de los métodos.

Entre ambos métodos, se registraron 64 especies de aves de las cuales sólo 36 (56,25%) lo fueron por ambos métodos, otras 16 (25%) exclusivamente en los transectos lineales,

y las 12 restantes (18,75%) sólo mediante trampeo con redes japonesas (Tabla 2).

Distribución de las especies en sitios

Los censos mediante transectos lineales destacan a las 2 EREs junto con la EME T43 como sitios de mayor riqueza de especies diferentes (Tabla 1). Los trampeos muestran un resultado algo diferente, con mayor presencia en las EMEs debido a que las EREs sólo se muestrearon durante el primer año.

Las mallas de interacción (Vázquez *et al.*, 2009) entre los diferentes sitios (en filas) y las especies presentes (en columnas) representadas en la figura 2, muestran con diferente sombreado la intensidad de las presencias de cada especie en los sitios y con numeración la frecuencia de aparición en cada sitio (hasta un máximo de seis veces, considerando los tres años

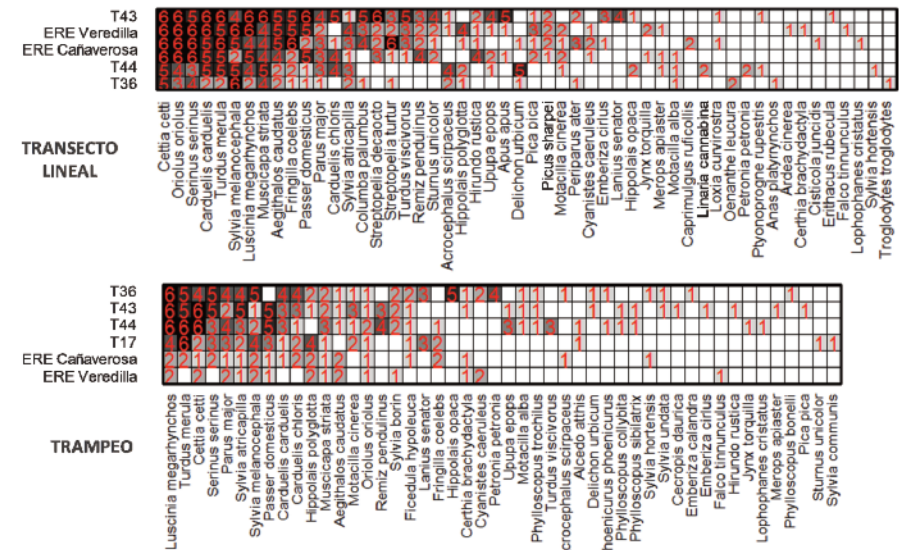


Figura 2

Malla de interacción entre sitios (en filas) y especies presentes (en columnas).

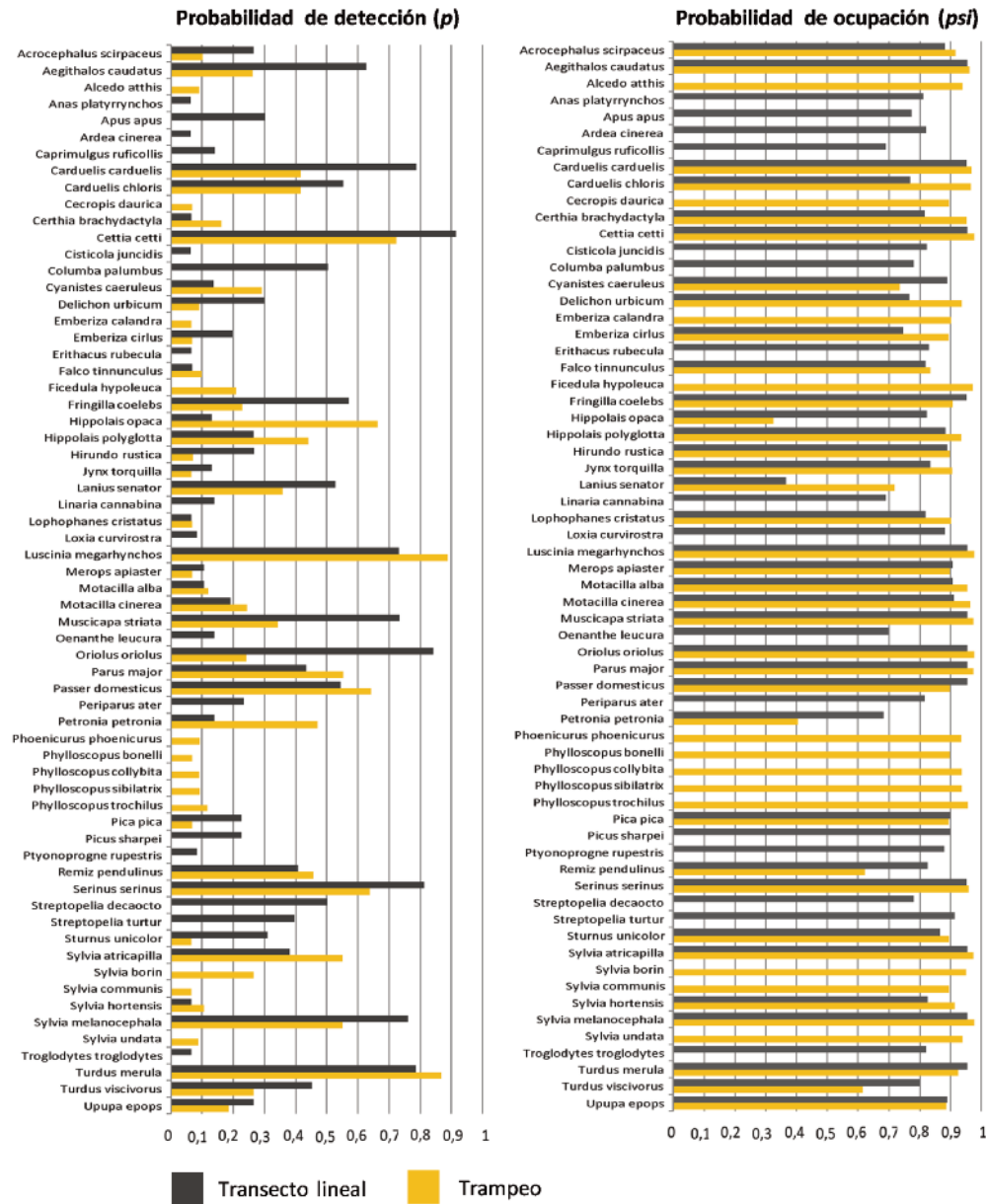


Figura 3
Probabilidad de detección (p) y ocupación (Psi) de cada una de las especies de aves en función de los métodos de muestreo (transecto lineal y trampeo).

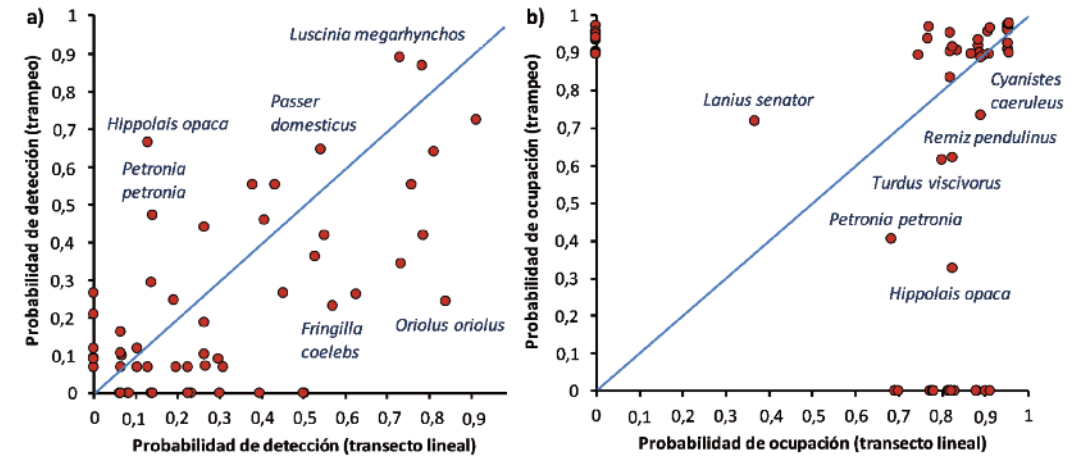


Figura 4

Relación entre a) la probabilidad de detección y b) la probabilidad de ocupación por ambos métodos de muestreo (transecto lineal y trampeo con redes).

de muestreo y dos visitas al año). De esta forma, las especies representadas en la izquierda son las más frecuentes en todos los sitios (indicadoras), mientras que las especies de la derecha tan solo están presentes en una ocasión y sitio (especies ocasionales y raras). De forma general, las especies más frecuentes en el método de transecto lineal, lo han sido también en el método de trampeo, por ejemplo *Cettia cetti*, *Serinus serinus*, *Turdus merula* y *Sylvia melanocephala*. Sin embargo, aparecen otros casos, donde las especies detectadas en transecto lineal han sido más frecuentes que en trampeo (como *Oriolus oriolus*) y viceversa (*Hippolais polyglotta*). Las especies sólo capturadas en las redes normalmente son muy raras (frecuencia de aparición en el conjunto de los muestreos < 0,1).

Estimas de ocupación y detección

Las estimas de detección de ambos métodos son similares para algunas especies (Figura 3), siendo otras detectadas sólo

por uno de los métodos (Tabla 2). Además, algunas especies muestran estimas de detectabilidad diferentes en función del método de muestreo (Figura 4a), por ejemplo *Hippolais opaca* (0,13 en transecto lineal vs. 0,66 en trampeo). La probabilidad de ocupación de las diferentes especies por ambos métodos muestra estimas más similares que en la detección (Figura 3), y aparece mejor representada mediante la figura 4b, que revela las principales especies para las que cada método resulta de mayor utilidad, siendo las especies mostradas en el eje x muestreadas mejor con el transecto lineal y las del eje y con el trampeo.

Existe correlación entre las estimas obtenidas por ambos métodos para la probabilidad de detección ($r = 0,657$, $P < 0,05$), pero no para la probabilidad de ocupación ($r = -0,205$, $P = 0,104$). Para la mayoría de

las especies compartidas, localizadas en el extremo de la diagonal, los valores de ocupación son altos (Figura 4b), especialmente los obtenidos por trampeo (entre 0,9 y 1), mostrando los obtenidos en los transectos algo más de variabilidad (entre 0,7 y 1). Pero si nos alejamos de la diagonal, el censo por observación directa (transecto) proporciona estimas iguales o superiores a 0,8 para especies típicamente riparias como *Hippolais opaca* o *Remiz pendulinus*, mayores que los obtenidos mediante trampeo, mientras que este último método proporciona una estima de ocupación claramente superior para una especie como *Lanius senator*, que no tiene ese carácter.

DISCUSIÓN

En este estudio se realiza una evaluación de dos métodos de muestreo de aves riparias, para comparar los resultados de las especies detectadas y evaluar su complementariedad como técnicas de muestreo. En relación con dicha comparación, los modelos de ocupación de la comunidad de especies para cada tipo de muestreo muestran que tanto el transecto lineal como el trampeo de redes son métodos válidos para evaluar la riqueza media de aves a lo largo del periodo de muestreo y considerando los diferentes sitios (la probabilidad de ocupación y detección media de la comunidad de aves es similar). No obstante, existen diferencias entre ambos métodos tipos de muestreos si consideramos las especies. Por ello, es relevante compararlos para evaluar costes y esfuerzo de muestreo. Los

transectos lineales, además de ser los que más especies detectaron, permiten a un solo observador cubrir muchos más sitios en un tiempo relativamente corto, frente a la necesidad de más personal y tiempo para trampear en un número equivalente de lugares.

Entre ambos métodos, se han registrado 64 especies de aves de las cuales sólo 36 lo han sido por ambos métodos, otras 16 exclusivamente en los transectos lineales, y las 12 restantes con redes japonesas

Por lo que se refiere a los estudios de aves de ribera, no son frecuentes los trabajos que comparen ambos métodos (Dunn y Ralph, 2004). Aunque el método más eficaz fue el conteo directo (visual o auditivo) mediante transectos lineales, un 18,7% de la riqueza total no hubiera sido registrada aplicando exclusivamente este método. El trampeo con redes resulta ineficaz para aves que vuelan alto, aves acuáticas que no se alejan del cauce o especies terrestres sin un carácter ripario estricto. Aunque las especies sólo capturadas en las redes normalmente son muy raras, entre ellas también se cuentan especies de carácter ripario muy marcado (Vilar, 2015), como el martín pescador *Alcedo atthis* que parece difícil de observar a lo largo de los transectos. El mayor tiempo de exposición de las redes explicaría su mayor eficacia en el registro de estas especies y otras que frecuentan las riberas en las etapas iniciales de la restauración. Por lo que se refiere a las especies raras, muchas son migrantes capturadas principalmente en los trampeos de abril-mayo (por ejemplo,

Ficedula hypoleuca, *Phoenicurus phoenicurus*, *Phylloscopus* spp., *Sylvia borin* y *communis*), cuyo carácter poco conspicuo en esta época hace improbable que sean contactadas en los transectos lineales. Durante el paso primaveral, numerosas aves migratorias se concentran en la península Ibérica a lo largo de las galerías ribereñas (Godinho *et al.*, 2010; Pereira *et al.*, 2014; Gomes *et al.*, 2017), aunque este flujo de migrantes se refleja sólo marginalmente en nuestros muestreos. Consideramos por tanto, que aprovechar la complementariedad de métodos de muestreo de aves resulta de utilidad si se quieren monitorizar especies concretas o indicadoras, aplicando el método idóneo para cada periodo y taxocenosis objetivo. En consecuencia, dado el valor del anillamiento científico como metodología complementaria de seguimiento, y su contribución a otras múltiples facetas del conocimiento ornitológico, resulta recomendable fomentar también esta actividad de ciencia ciudadana en las áreas riparias restauradas.

Los resultados aquí expuestos se refieren únicamente a una etapa temprana de la restauración, que suele corresponder a estadios notablemente perturbados. Algunas especies que marcan las principales diferencias entre métodos en las estimas de ocupación, son especies oportunistas y pioneras que prosperan en estos ambiente perturbados pero normalmente no van a persistir en las etapas maduras, como *Lanius senator* o *Turdus viscivorus*. Algunas de ellas, como *T. viscivorus*, podrían jugar un papel importante como dispersores, transportando semillas

de especies del sotobosque a las zonas riparias restauradas. Teniendo en cuenta los plazos relativamente largos (superiores a una década) para poder evaluar el éxito de los proyectos de restauración en estos ambientes (Catalinas *et al.*, 2012), hacen falta seguimientos ornitológicos más prolongados (Manuwal, 2012) o incrementar la replicación espacial, preferentemente basada en métodos de menor esfuerzo (censos). En el presente estudio se han estimado las probabilidades de ocupación y detección para la comunidad de aves, considerando todo el periodo del muestreo y

La comparación de estos dos métodos puede tener utilidad práctica para la selección de la técnica más adecuada para el muestreo y seguimiento de especies riparias, dependiendo de sus probabilidades de ocupación y detección

la heterogeneidad de sitios. No obstante, futuros estudios pueden centrarse en identificar especies indicadoras de aves y estudiar como la restauración y el cambio del hábitat a lo largo de los años afecta a la comunidad de aves riparias (Gardali *et al.*, 2006; Lee y Rotenberry, 2015).

CONCLUSIONES

Hemos comprobado que la combinación de ambos métodos de muestreo de aves parece, *a priori*, útil para registrar especies raras y algunas indicadoras de estadios perturbados en los ecosistemas de ribera. No obstante, se requiere un mayor número de réplicas, en especial si se quieren evaluar los efectos a de las diferentes técnicas de restauración sobre la comunidad riparia.

Por último, dados los plazos relativamente largos para poder evaluar el éxito de las restauraciones de ribera, se requieren seguimientos más prolongados (como los que proporcionan programas de ciencia ciudadana) o ampliar la replicación espacial, priorizando siempre el método de mejor relación coste/efectividad (en este caso, el transecto lineal).

REFERENCIAS

- Ausband, D. E.; Rich, L. N.; Glenn, E. M.; Mitchell, M. S.; Zager, P.; Miller, D. A. y Mack, C. M. 2014. Monitoring gray wolf populations using multiple survey methods. *The Journal of Wildlife Management*, 78(2): 335-346.
- Bureau of Land Management. 1998. Birds as indicators of riparian vegetation condition in the western U.S. *Bureau of Land Management*. Partners in Flight, Boise, Idaho.
- Catalinas, M.; Alonso, M. E. y García, A. 2012. Characterization of the cost of inland aquatic ecosystems restoration for river basin management under the Water Framework Directive in Spain. *Proceedings 7th European Conference on Ecological Restoration*. Avignon. France.
- Dunn, E. H. y Ralph, C. J. 2004. Use of mist nets as a tool for bird population monitoring. *Studies in avian biology*, 29(29): 1-6.
- Gardali, T.; Holmes, A. L.; Small, S. L.; Nur, N.; Geupel, G. R. y Golet, G. H. 2006. Abundance patterns of landbirds in restored and remnant riparian forests on the Sacramento River, California, USA. *Restoration Ecology*, 14(3): 391-403.
- Godinho, C.; Rabaça, J. y Segurado, P. 2010. Breeding bird assemblages in riparian galleries of the Guadiana River basin (Portugal): the effect of spatial structure and habitat variables. *Ecological Research*, 25: 283-294.
- Gomes, M.; Rabaça, J. E.; Godinho, C. y Ramos, J. A. 2017. Seasonal variation in bird species richness and abundance in riparian galleries in Southern Portugal. *Acta ornithologica*, 52(1): 69-80.
- Jiménez-Franco, M. V.; Kéry, M.; León-Ortega, M.; Robledano, F.; Esteve, M. A. y Calvo, J. F. (2019). Use of classical bird census transects as spatial replicates for hierarchical modeling of an avian community. *Ecology and Evolution*, 9: 825-835.
- Kellner, K. 2015. jagsUI: a wrapper around "rjags" to streamline "JAGS" analyses. *R package version 1.3.7*. <http://CRAN.R-project.org/package=jagsUI>.
- Kéry, M. y Royle, J. A. 2016. Applied hierarchical modeling in ecology: analysis of distribution, abundance and species richness in R and BUGS (volume 1—prelude and static models). *Academic Press*.
- Lee, M.-B. y Rotenberry, J. T. 2015. Effects of land use on riparian birds in a semi-arid region. *Journal of Arid Environments*, 119: 61-69.
- MacKenzie, D. I.; Nichols, J. D.; Royle, J. A.; Pollock, K. H.; Bailey, L. L. y Hines, J. E. 2006. Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence *Academic Press*. Burlington MA.
- Malason, G. P. 1993. Riparian Landscapes. *Cambridge Studies in Ecology*, Cambridge University Press.
- Manuwal, D. A. 2012. Bird populations in Montana linear riparian areas at 12, 28, and 40 year intervals. *Northwest Science*, 86(1): 71 - 81.
- Martínez-Martí, C.; Jiménez-Franco, M. V.; Royle, J. A.; Palazón, J. A. y Calvo, J. F. 2016. Integrating occurrence and detectability patterns based on interview data: a case study for threatened mammals in Equatorial Guinea. *Scientific reports*, 6: 33838.
- Pereira, P.; Godinho, C.; Gomes, M. y Rabaça, J. E. 2014. The importance of the surroundings: are bird communities of riparian galleries influenced by agroforestry matrices in SW Iberian Peninsula?. *Annals of forest science*, 71(1): 33-41.
- R Core Team. 2016. R: A language and environment for statistical computing. *R Foundation for Statistical Computing*, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>
- Rich, T. D. 2002. Using breeding land birds in the assessment of western riparian systems. *Wildlife Society Bulletin*, 4: 1128 - 1139.
- Ríos, S. 1996. El paisaje vegetal de las riberas del Río Segura (S.E. de España). *Microforma, Servicio de Publicaciones de la Universidad de Murcia*. Murcia.
- Tempel, D. J. y Gutiérrez, R. J. 2013. Relation between occupancy and abundance for a territorial species, the California spotted owl. *Conservation Biology*, 27(5): 1087 - 1095.
- Velasco, J. 2008. Restauración de Riberas. *Manual para la restauración de riberas en la Cuenca del Segura*. Confederación Hidrográfica del Segura, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Murcia.
- Vilar, C. 2015. Respuesta de la biodiversidad ante el cambio global: caracterización de las comunidades de aves de ribera como indicadores de degradación y restauración. *Trabajo Fin de Grado*, Universidad de Murcia.
- Vázquez, D. P.; Chacoff, N. P. y Cagnolo, L. 2009. Evaluating multiple determinants of the structure of plant-animal mutualistic networks. *Ecology*, 90: 2039-2046.
- Zipkin, E. F.; DeWan, A. y Royle, J. A. 2009. Impacts of forest fragmentation on species richness: a hierarchical approach to community modelling. *Journal of Applied Ecology*, 46(4): 815-822. ■