

Análisis del uso del hábitat por los paseriformes en el Parque Ecológico de Plaiaundi, marismas de Txingudi (N de España)

Juan Arizaga, Agustín Mendiburu, Asier Aldalur, Daniel Alonso, Iñaki Aranguren, Itziar Asenjo, Juan F. Cuadrado, Eneko Díez, Alfredo Herrero, José I. Jáuregui, Luis Romero, José M. Sánchez & Santiago Sotelo

Habitat use by passerines in the Plaiaundi Ecological Park, Txingudi marshlands (N Spain)

In this work, habitat use by passerines in the Plaiaundi Ecological Park (Irún, Gipuzkoa), situated at the mouth of the river Bidasoa (Txingudi), was analysed. In terms of bird migration, Txingudi is one of the most important sites in Spain. Both the number of captures and species were analysed for a whole annual cycle (from April 2006 to March 2007) in four biotopes: deciduous forest, flooded fields, a grove of alders and a reedbed. Captures were similarly highest in the flooded fields and the reedbed, although patterns changed over time. The number of species (richness) was highest in the flooded fields, although again variations throughout the year were registered. A cluster analysis showed that biotopes were grouped into two clusters, one consisting of the alder grove and the other the rest of the biotopes. In addition, a correspondence analysis was performed to reveal the relationship between species and biotopes. Finally, using an index based on the captures of each species and their conservation value (in terms of their SPEC value), the reed bed was the habitat with the highest scores.

Key words: Passerines, habitat use, annual cycle, deciduous forest, alders, flooded fields, reedbed, Txingudi.

Juan Arizaga^{1,2*}, Agustín Mendiburu¹, Asier Aldalur¹, Daniel Alonso¹, Iñaki Aranguren¹, Itziar Asenjo¹, Juan F. Cuadrado¹, Eneko Díez¹, Alfredo Herrero¹, José I. Jáuregui¹, Luis Romero¹, José M. Sánchez¹, Santiago Sotelo¹.

¹ Estación de Anillamiento de Txingudi, Sociedad de Ciencias Aranzadi, Zorroagagaina 11, 20014 San Sebastián.

² Departamento de Zoología y Ecología, Facultad de Ciencias, Universidad de Navarra, Irunlarrea 1, 31080 Pamplona.

* Correspondencia: jarizaga@alumni.unav.es

Received: 01.06.07; Accepted: 10.04.08 / Edited by O.Gordo

El conocimiento del uso del hábitat resulta de interés en la gestión de especies y espacios naturales, siendo así una herramienta fundamental a la hora de planificar la regeneración de hábitats o de gestionarlos (e.g. Paracuellos 1997, 2006, Poulin *et al.* 2002).

Debido a su posición en el extremo oriental del mar Cantábrico y en el occidental de Piri-

neos, en el entorno de la desembocadura del río Bidasoa (marismas de Txingudi) se genera un efecto embudo en el que confluyen las rutas migratorias de diversas especies de aves, siendo por esta razón una zona de gran importancia para la avifauna (Grandío & Belzunce 1990, Riofrío 2000, Galarza & Tellería 2003). La relevancia de esta convergencia es tal que la abun-

dancia de aves en el N de España, bien en paso migratorio o durante el periodo de invernada, parece ser máxima en esta zona (Galarza & Tellería 2003). Actualmente, Txingudi está catalogado como un humedal de importancia internacional (Ramsar).

Aspectos como el número de especies de aves y su abundancia así como los patrones de la evolución estacional de cierto número de especies en Txingudi, son bien conocidos (Grandío & Belzunce 1987a, 1990, Galarza 1996). Asimismo, también se conocen detalladamente aspectos de carácter más específico que tratan, principalmente, sobre temas fenológicos de especies concretas (Galarza 1986, Grandío & Belzunce 1987b, Grandío 1997, 1998a, 1998b, 1999, Arizaga & Alonso 2005, Arizaga *et al.* 2006a, 2006b). No obstante, el conocimiento relativo al uso del hábitat por las aves en la zona es aún bastante reducido.

En este estudio se analiza el uso del hábitat por los passeriformes en el Parque Ecológico de Plaiaundi, una de las principales zonas conservadas en la marisma de Txingudi, durante un ciclo anual. El conocimiento derivado de este análisis, además, pretende ser de interés a la hora de restaurar biotopos en la zona.

Material y métodos

Área de estudio y protocolo de muestreo

El Parque Ecológico de Plaiaundi es un espacio natural de unas 24 Ha localizado en el entorno de la desembocadura del río Bidasoa (marismas de Txingudi). Tras su restauración en 1998, Plaiaundi cuenta hoy con cuatro lagunas, de las que dos se unen al estuario y las otras dos son dulceacuícolas. Además, el parque cuenta con una rasa intermareal de limo. La vegetación es heterogénea, constituyéndose en diversos biotopos: bosque de caducifolios, alisedas y matorral cantábrico, saucedas, carrizales, tamarizales, espadañales y cañaverales, praderas de inundación, prado de siega húmedo y cinturón o pradera halófila.

Se ha empleado información obtenida de la estación de anillamiento de Txingudi (EAT), cuyo esfuerzo de muestreo en el Parque Ecológico de Plaiaundi se basa en el desarrollo de dos

jornadas de muestreo por quincena. En cada una de las jornadas, el muestreo se realiza durante 4 h a partir de la salida del sol. Se utilizaron datos obtenidos entre los meses de abril de 2006 y marzo de 2007. Se emplearon redes de niebla, situadas a lo largo de todo el periodo de estudio siempre en los mismos puntos con un total de 96 m lineales repartidos equitativamente (24 m) en 4 biotopos:

- 1) Bosque de frondosas (aún en una etapa joven de desarrollo). Varias especies entre las que destacan robles *Quercus* spp., chopos *Populus* spp., carpes *Carpinus* spp., fresnos *Fraxinus* spp., arces *Acer* spp. y tilos *Tilia* spp. Sotobosque de zarzas *Rubus ulmifolius* y avellanos *Corylus avellana*.
- 2) Pradera de inundación: flora herbácea palustre donde destacan algunas especies de los géneros *Juncus*, *Lychnis*, *Lythrum*, *Alisma*, *Holcus*, *Cyperus* o *Paspalum*, además de algunos parches de sauces *Salix* spp.
- 3) Aliseda: bosque de alisos *Alnus* spp. casi monoespecífico con sotobosque de zarzas.
- 4) Carrizal: formado por carrizo *Phragmites australis*.

Análisis estadísticos

Considerando sólo los individuos que se recapturaron, observamos que las recapturas de 74 ejemplares se obtuvieron en el mismo biotopo donde se produjo la primera captura, mientras que las recapturas de 58 individuos se obtuvieron en un biotopo que no fue el de la primera captura. Esta diferencia, no obstante, no llegó al nivel de significación ($\chi^2_1 = 1,939$; P -exacta = 0,191), por lo que en la mitad de las aves que se recapturaron, cada ejemplar lo fue en más de un biotopo. Para evitar pseudo-réplicas en el análisis, cada individuo se consideró sólo una vez (primera captura) por unidad temporal de análisis (año ó mes, véase más abajo) y biotopo. Además, cada ejemplar sólo se tuvo en cuenta una vez por día de muestreo (primera captura), ya que el número de recapturas fue más alto en las redes que se situaban junto al punto donde soltaron las aves tras su anillamiento (JA *obs. per.*).

Primeramente, se analizó la importancia de cada uno de los biotopos, en conjunto y por mes, teniendo en cuenta el número de capturas y especies (riqueza). Para ello, en el primer caso

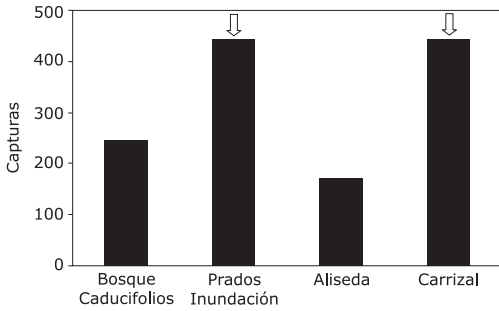


Figura 1. Capturas de aves passeriformes en cada uno de los cuatro biotopos estudiados en el parque ecológico de Plaiaundi, Irún, durante un ciclo anual (entre abril de 2006 y marzo de 2007). Las flechas indican los dos biotopos en los que la abundancia fue máxima, y entre los que no se encontraron diferencias significativas.
Captures of passerines within each biotope in the Plaiaundi Ecological Park, Irún, during a whole annual cycle (from April 2006 to March 2007). Arrows show the two biotopes with the most captures.

se hicieron análisis de contingencia para lo cual se empleó el estadístico de ji-cuadrado (χ^2). En tablas 2×2 o al comparar dos muestras (tablas 1×2) se utilizó la P-exacta (Agresti 1996). Asi-

mismo, en comparaciones *a posteriori* el nivel de significación á (0,05) se penalizó mediante Bonferroni (Zar 1998).

En aquellos estudios en los que se analiza la riqueza es habitual el uso directo del número de especies halladas (recuento). No obstante, al estimar la riqueza de este modo se debe asumir que todas las especies son detectadas igualmente, o bien que esta detectabilidad no varía entre los grupos que se comparan. Desafortunadamente, la detectabilidad pocas veces es constante (Boulinier *et al.* 1998). Generalmente, al aumentar el esfuerzo de muestreo, y en consecuencia el tamaño de muestra, aumenta también el número de especies halladas (Krebs 1989), por lo que un caso habitual de baja detectabilidad se da en especies poco abundantes. Para solucionar el problema el número de especies se debe estimar mediante índices u otro tipo de métodos. En nuestro estudio, para estimar la riqueza se empleó el índice de Jackknife (Burnham & Overton 1979). Este índice tolera la heterogeneidad en la detectabilidad de especies (Boulinier *et al.* 1998). Posteriormente, para comparar el número estimado de especies por biotopo se utilizó un test de t (Zar 1998).

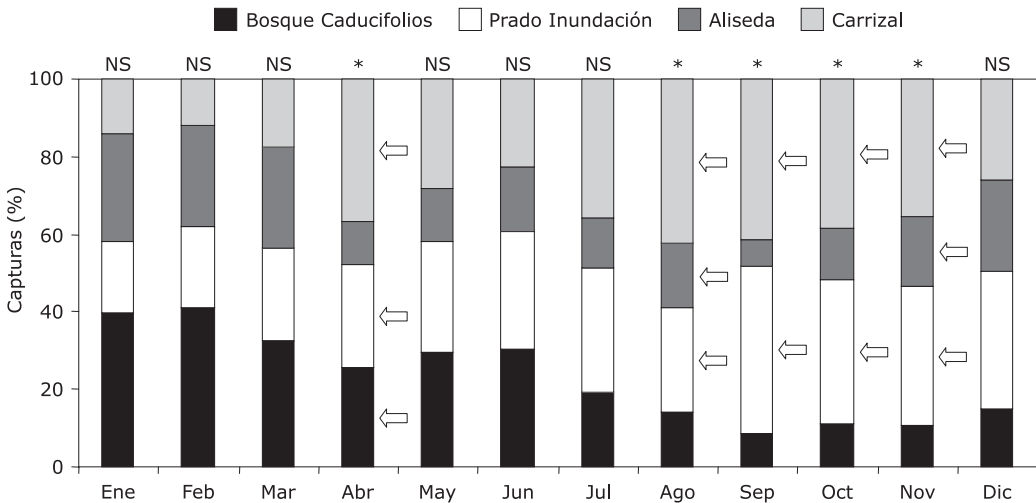


Figura 2. Variabilidad de la proporción de capturas entre biotopos durante el ciclo anual. Se ha comprobado la existencia de diferencias en el número de capturas para cada uno de los biotopos, por mes (NS = no significativas; * = significativas, $P < 0,004$, una vez penalizado tras Bonferroni), mediante un test de ji-cuadrado (χ^2). Cuando hubo diferencias, la flecha señala el o los biotopos con un número máximo de capturas.
*Variations in the proportion of captures between biotopes for a whole annual cycle. Differences in the number of captures by biotope were checked monthly (NS = non-significant; * = significant with $P < 0.004$, after Bonferroni) with a χ^2 test. If significant differences exit, an arrow shows the biotope or biotopes with the higher number of captures.*

Tabla 1. Número de capturas por especies en cada uno de los biotopos. Se indica, además, la valoración SPEC (del 1 al 3) para cada especie, basada en Burfield & Van Bommel (2004): (1) especies que aparecen en Europa y amenazadas a escala global; (2) especies cuyas poblaciones están concentradas en Europa, principalmente, y cuyo estado de conservación en Europa es desfavorable; (3) especies que aparecen sólo en Europa, y cuyo estado de conservación en Europa es desfavorable; (-) especies fuera de la lista SPEC, cuyo estado de conservación en Europa no es desfavorable.

Number of captures per species for each biotope. In addition, an SPEC-based index ranging from 1 to 3 is shown, following Burfield & Van Bommel (2004): (1) species with populations mainly distributed in Europe, and globally threatened; (2) species with an unfavourable conservation status in Europe, and with populations mainly distributed in Europe; (3) species with an unfavourable conservation status in Europe, and with populations distributed not only in Europe; (-) Non-SPEC species, with a secure conservation status in Europe.

Especie	Bosque Caducifolios	Prado Inundación	Aliseda	Carrizal	Categoría SPEC
<i>Troglodytes troglodytes</i>	—	1	3	—	—
<i>Prunella modularis</i>	2	3	22	5	—
<i>Erithacus rubecula</i>	43	75	48	66	—
<i>Luscinia megarhynchos</i>	4	2	9	6	—
<i>Luscinia svecica</i>	—	1	—	—	—
<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	2	1	1	4	2
<i>Saxicola rubetra</i>	—	—	—	1	—
<i>Turdus merula</i>	12	9	18	15	—
<i>Turdus philomelos</i>	12	9	18	6	—
<i>Cettia cetti</i>	18	8	13	18	—
<i>Cisticola juncidis</i>	—	1	—	—	—
<i>Locustella naevia</i>	1	—	—	—	—
<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	5	8	2	19	—
<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	33	65	6	155	—
<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	—	1	—	1	—
<i>Hippolais polyglotta</i>	17	45	7	21	—
<i>Sylvia communis</i>	3	18	—	6	—
<i>Sylvia borin</i>	13	4	1	11	—
<i>Sylvia atricapilla</i>	20	64	12	29	—
<i>Phylloscopus collybita</i>	28	76	15	43	—
<i>Phylloscopus trochilus</i>	7	40	1	25	—
<i>Regulus ignicapillus</i>	5	3	5	3	—
<i>Muscicapa striata</i>	—	3	3	1	3
<i>Ficedula hypoleuca</i>	5	9	8	3	—
<i>Aegithalos caudatus</i>	7	2	5	2	—
<i>Parus caeruleus</i>	4	15	1	8	—
<i>Parus major</i>	6	4	7	15	—
<i>Remiz pendulinus</i>	1	1	1	13	—
<i>Lanius collurio</i>	1	2	—	—	3
<i>Lanius senator</i>	—	—	—	1	2
<i>Passer domesticus</i>	5	5	5	2	3
<i>Passer montanus</i>	2	1	—	1	3
<i>Fringilla coelebs</i>	1	—	3	1	—
<i>Serinus serinus</i>	—	—	1	—	—
<i>Carduelis chloris</i>	12	1	—	3	—
<i>Carduelis carduelis</i>	1	3	—	2	—
<i>Emberiza schoeniclus</i>	—	4	—	6	—

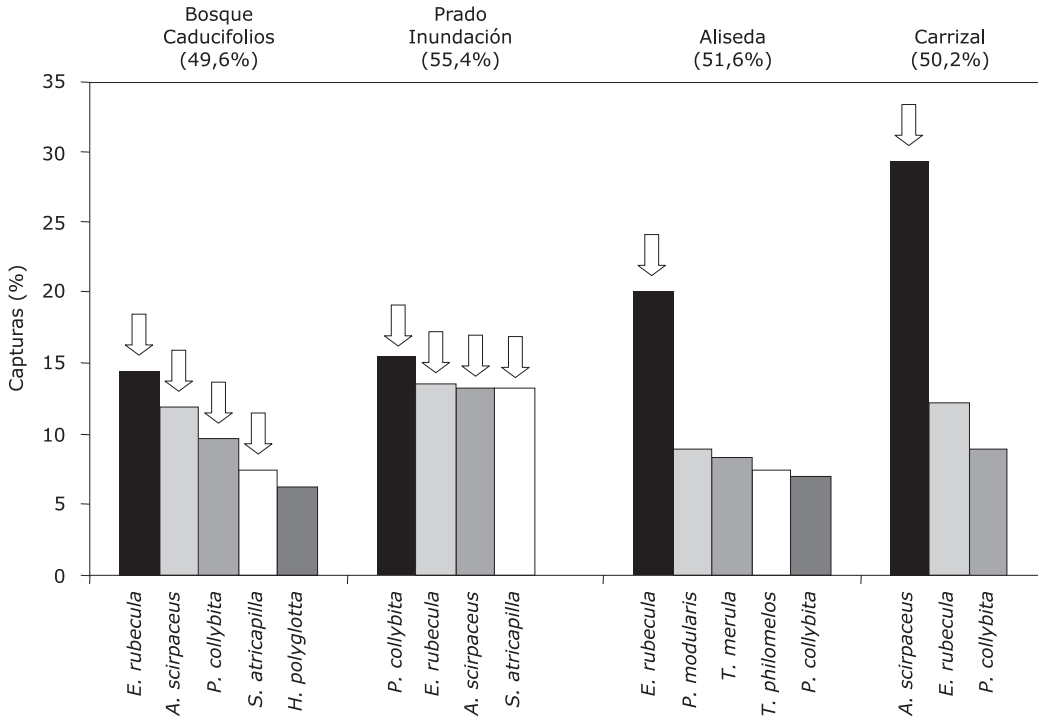


Figura 3. Proporción de capturas de las especies que supusieron el 50% de las capturas (se señala la suma exacta para cada biotopo). La flecha señala la o las especies más abundantes dentro de cada uno de los biotopos, una vez comprobado mediante un test de ji-cuadrado (χ^2).
Proportion of captures of the species accounting for 50% of captures (the exact sum is indicated for each biotope). The arrow shows the most abundant species per biotope after testing with a χ^2 test.

Posteriormente se estudió con más detalle la relación entre especies y biotopos. Para ello, primero se analizó la relación entre biotopos mediante un análisis jerárquico de clusters, basado en el método UPGMA (Krebs 1989) y el índice de similaridad de Jaccard. Este índice se basa en la presencia y ausencia de especies. Complementariamente, se desarrolló un análisis de correspondencias para estudiar, a escala cuantitativa, en qué biotopo fue capturada mayoritariamente cada una de las especies.

Finalmente, cada uno de los biotopos fue valorado mediante un índice basado en (1) el número de individuos y (2) el estado de conservación de cada una de las especies, basado en la valoración SPEC (Burfield & Van Bommel 2004; para más detalles ver Tabla 1). Para ello se empleó la siguiente ecuación: $I_j = \sum (p_{i,j} \times 1 / SPEC_i)$; donde I_j es el índice de valoración para el biotopo j , $p_{i,j}$ se obtiene de dividir el número

de individuos de la especie i en j entre el total de capturas en j , $SPEC_i$ es la puntuación para cada una de las especies, i , basada en la valoración SPEC (para más detalles ver Tabla 1). Así, valores máximos de I_j se asociarían a biotopos con una proporción más alta de especies en peor estado de conservación.

Se utilizaron los programas SPSS v.13.0, PAST v.1.60 (Hammer *et al.* 2001) y EstimateS v.7.5 para Windows (Colwell 2006).

Resultados

Entre abril de 2006 y marzo de 2007 se obtuvieron 1461 capturas, relativas a 1240 aves diferentes y 221 (17,8%) recapturas. En conjunto, se capturaron 37 especies, pertenecientes a 12 familias (Tabla 1).

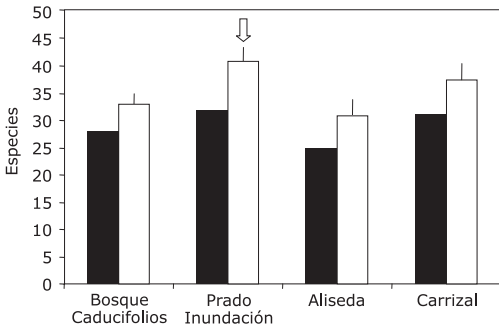


Figura 4. Número de especies halladas (barras negras) y estimadas (en blanco; \pm DE; basado en el índice de Jackknife) en cuatro biotopos en el parque ecológico de Plaiaundi, Irún. La flecha señala el biotopo cuya riqueza fue máxima.

Number of species sampled (black bars) and estimated (white bars, \pm SD; according to Jackknife index) in four biotopes at the Plaiaundi Ecological Park, Irún. The arrow shows the biotope with the greatest richness.

Capturas

Considerando todo el ciclo anual, el número de capturas varió significativamente entre biotopos ($\chi^2_3 = 178,578$; $P < 0,001$), siendo máximo en el carrizal y el prado de inundación (Figura 1). La abundancia no varió entre ambos biotopos ($\chi^2_1 = 0,001$; P -exacta = 0,999), y sí entre éstos y el bosque de caducifolios ($\chi^2_2 = 69,039$; $P < 0,001$). Asimismo, el número de capturas en el bosque de caducifolios fue mayor que en la aliseda ($\chi^2_1 = 13,554$; P -exacta $< 0,001$).

En conjunto, la proporción de capturas varió entre biotopos, a lo largo del ciclo anual ($\chi^2_{33} = 163,307$; $P < 0,001$). Un análisis *a posteriori* (donde el nivel de significación se ajustó a $\alpha = 0,004$ para cada uno de los meses, y a $\alpha < 0,004$ dentro de cada mes tras considerar Bonferroni) reveló cómo, salvo en abril, entre los meses de diciembre y julio la proporción de capturas en cada biotopo fue similar (Figura 2). Contrariamente, de agosto a noviembre el número máximo de capturas se obtuvo en el carrizal y el prado de inundación, sin que se registraran diferencias entre éstos. En abril, la abundancia mostró un máximo en tres biotopos: el bosque de caducifolios, el prado de inundación y el carrizal; no se registraron diferencias entre estos biotopos.

En la Figura 3 se muestran las especies más abundantes que supusieron el 50% de las capturas que se obtuvieron en cada uno de los biotopos. Dos especies (*Erithacus rubecula* y *Phylloscopus collybita*) se capturaron en todas las zonas, si bien su relevancia varió entre éstas. *Acrocephalus scirpaceus*, además, apareció en tres biotopos (el único donde no se capturó fue la aliseda). El patrón de abundancia fue distinto entre biotopos. Así, mientras que en el bosque de caducifolios y el prado de inundación las especies más abundantes fueron cuatro, sin diferencias entre ellas, en los otros dos biotopos la mayor parte de la abundancia se debió a una sola especie (*Erithacus rubecula* en la aliseda y *Acrocephalus scirpaceus* en el carrizal) (Figura 3).

Especies

En conjunto, el número estimado de especies varió entre biotopos (Figura 4), siendo máximo en el prado de inundación ($40,8 \pm 2,7$ especies) y mínimo en la aliseda ($30,9 \pm 3,0$ especies). Además, se registraron diferencias en el número de especies al considerar los meses por separado (Figura 5).

Considerando el número de especies comunes halladas, el análisis de clusters mostró que los biotopos formaron dos grupos: uno constituido por la aliseda, y el otro por el resto de los biotopos (Figura 6).

Por otro lado, en la Figura 7 se observa la relación entre especies y biotopos. Considerando la dispersión de puntos, en conjunto cabe destacar la existencia de (1) especies que aparecen casi exclusivamente en uno de los biotopos, como *Acrocephalus scirpaceus* y *Remiz pendulinus* en el carrizal, *Hippolais polyglotta* y *Phylloscopus collybita* en la zona de prados de inundación y *Turdus philomelos* o *Troglodytes troglodytes* en la aliseda y (2) especies que son capturadas en todos los biotopos por igual, sin mostrar ninguna tendencia, como es el caso de *Passer montanus*. En este segundo caso, no obstante, se trata de especies cuyo número de capturas es bajo (Tabla 1), por lo que estos resultados deben ser considerados con precaución.

El índice de valoración de biotopos mostró un máximo en el carrizal (0,92), seguido del prado de inundación (0,61), el bosque de caducifolios (0,50) y la aliseda (0,30).

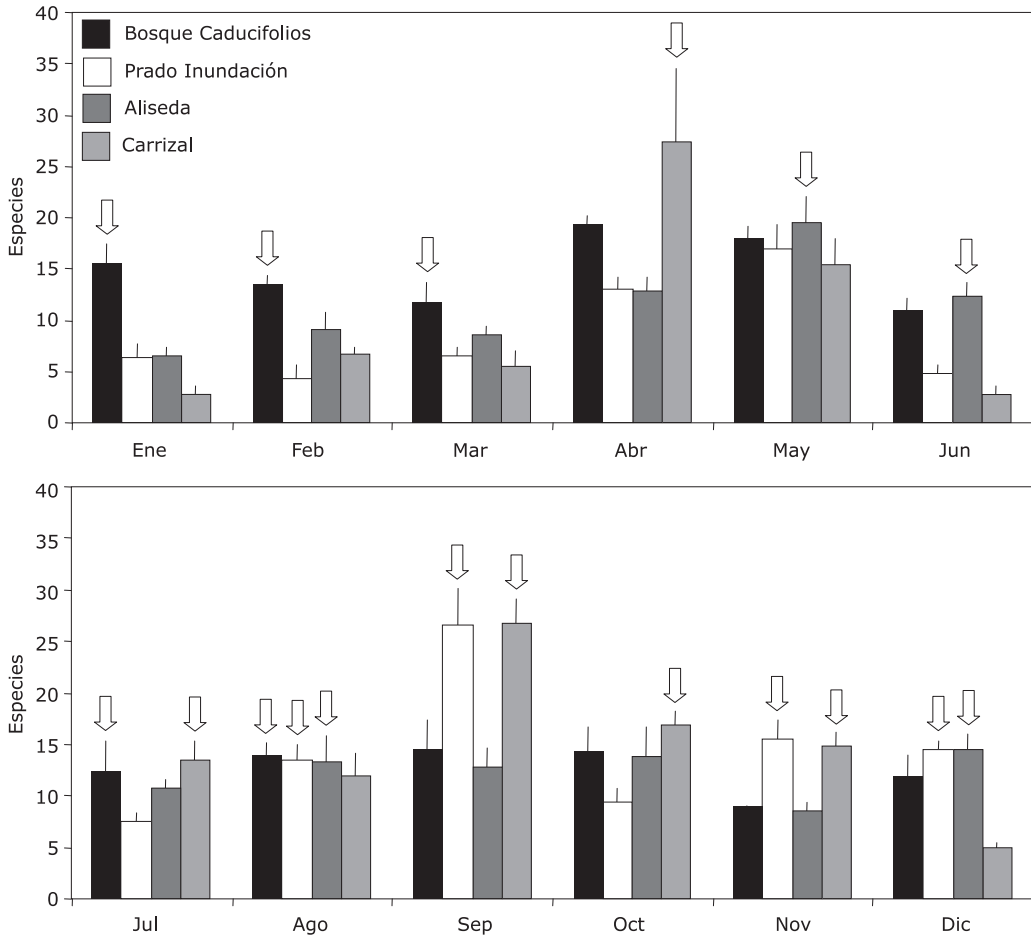


Figura 5. Número estimado de especies en cuatro biotopos en Plaiaundi, durante el ciclo anual. En cada uno de los meses fue comprobada la existencia de diferencias en el número de especies, mediante un test de *t*. La flecha señala los biotopos con un número máximo de especies.

*Number of estimated species in four biotopes at Plaiaundi during the annual cycle. Differences in the number species per biotope were tested each month with a *t* test. Biotopes with the highest number of species are shown with an arrow.*

Discusión

Capturas

En conjunto, la abundancia alcanzó valores máximos tanto en el prado de inundación como en el carrizal, sin encontrarse diferencias entre ambos. Además, aunque este patrón sufrió alteraciones a lo largo del ciclo anual (e.g. de enero a marzo no hubo diferencias en el número de capturas entre biotopos), tanto el prado de inundación como el carrizal se encontraron en to-

dos los meses entre los biotopos con un número máximo de capturas. El porqué de esta abundancia de aves en los dos medios señalados arriba se debió en parte a que la mayoría de las especies más abundantes fueron capturadas, principalmente, en estas zonas (e.g. *Acrocephalus scirpaceus*, *Sylvia atricapilla*, *Hippolais polyglotta*, *Phylloscopus collybita* o *Phylloscopus trochilus*), siendo su ocurrencia en el resto de hábitats claramente inferior. Es el caso de los géneros *Acrocephalus* y *Phylloscopus* la disponibilidad de carrizales y juncales en prados de inundación

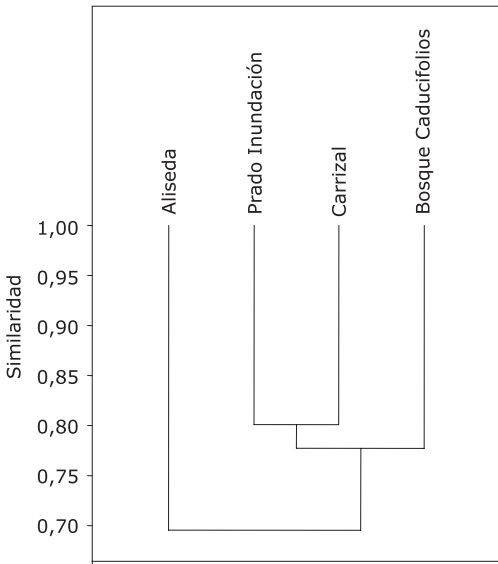


Figura 6. Diagrama derivado de un análisis jerárquico de clusters para estudiar la similitud entre biotopos según el número de especies comunes halladas.

Diagram derived from a hierarchical cluster analysis showing similarities between biotopes.

en Txingudi es hoy por hoy muy limitada, por lo que es probable que las especies que ocupan estos medios se concentren en gran número en los escasos parches que quedan en la zona. De este modo, cuantitativamente, se pone de manifiesto la relevancia de carrizales y prados de inundación como biotopos prioritarios para un gran número de especies en la zona.

Por otro lado, es probable que en los biotopos de carácter forestal (i.e. el bosque de caducifolios y la aliseda) el número de capturas se subestimara, como consecuencia de sesgos de carácter metodológico. Esto es debido a que una proporción importante del biotopo, representada por el estrato arbóreo, no es muestreada. Así, las especies que fundamentalmente se mueven por esa altura se capturan en escaso número o incluso pueden llegar a no capturarse, especialmente si su población en el parque es reducida. Cabe destacar, así, que especies de carácter forestal como *Sylvia atricapilla* o *Phylloscopus trochilus* (Cramp 1992) no fueran capturadas mayoritariamente en biotopos como el bosque de caducifolios o la aliseda. Es posible que al margen de los sesgos en el

muestreo, la disponibilidad de alimento en el prado de inundación fuera mayor que en los biotopos de carácter forestal (para más detalles ver a continuación).

Especies

La riqueza alcanzó valores máximos en el prado de inundación, a continuación el carrizal, el bosque de caducifolios y, finalmente, la aliseda. En comparación con el resto de los biotopos, tanto el prado de inundación como el carrizal son hábitats cuya complejidad estructural es baja: en ambos casos falta el estrato arbóreo, el arbustivo se desarrolla sólo en parte en el prado de inundación (dada la existencia de cierto número de sauces aislados) y el herbáceo en el carrizal es monoespecífico. En consecuencia, no parece haber asociación entre dicha complejidad estructural y la riqueza hallada en cada uno de los biotopos (Wiens 1989), contrastando con los resultados observados por Galarza (1996) para el País Vasco.

A diferencia de lo apuntado en el caso de la abundancia, cabría pensar que los sesgos en la riqueza hallada en biotopos de carácter forestal fuera menor. Se debe esto a que el número de especies fue estimado, no utilizándose en consecuencia directamente el obtenido en el muestreo para cada uno de los biotopos. En la estimación, el índice empleado (Jackknife) ya tiene en cuenta la ocurrencia de especies poco comunes (Krebs 1989), algo que por otro lado es esperable en un medio donde una parte de los individuos son difícilmente muestreados. Considerando otro tipo de causas que explicaran una riqueza máxima en los biotopos con menor complejidad estructural, la disponibilidad de alimento podría desempeñar un papel clave, si bien, desafortunadamente, apenas existe información al respecto en Txingudi (Grandío 1998a).

Por otro lado, aunque la riqueza en la aliseda fue menor que en los demás biotopos, hubo cierto número de especies que seleccionaron positivamente este hábitat, como *Luscinia megarhynchos* (incluso en el periodo de cría, *obs. per.*, siendo la reproducción de la especie en el Cantábrico rara, Infante 2003), *Troglodytes troglodytes*, *Turdus merula* y *Turdus philomelos*. Además, atendiendo a la afinidad entre biotopos de acuerdo a las especies comunes halladas, la

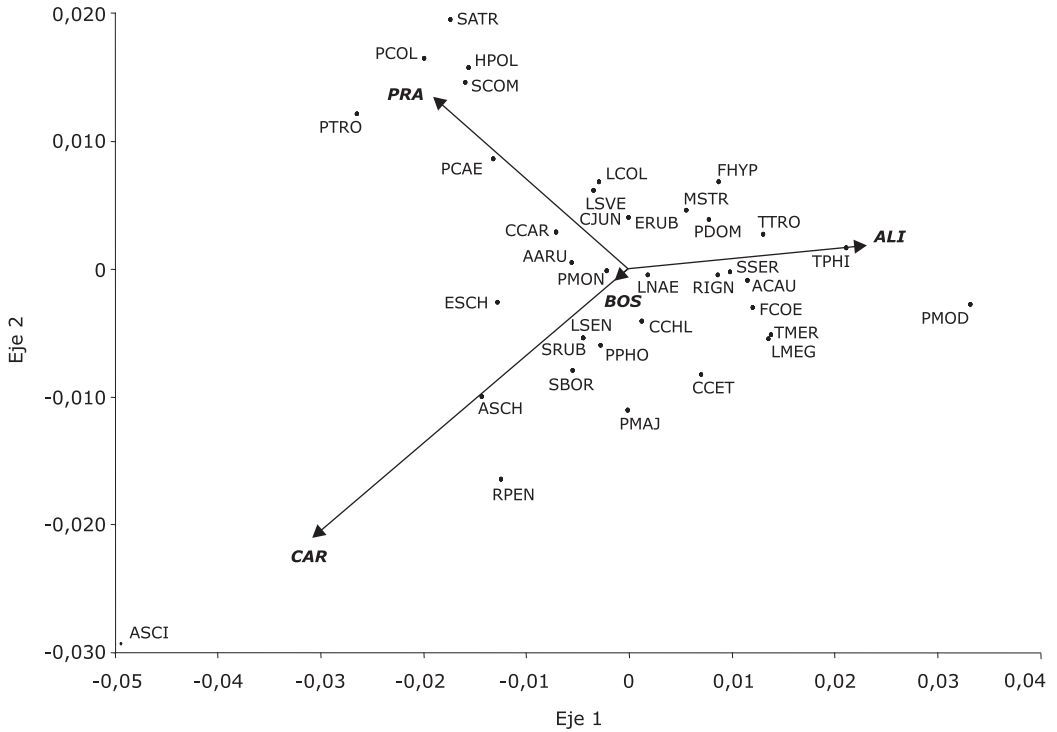


Figura 7. Diagrama derivado de un análisis de correspondencias para estudiar la relación entre especies y biotopos.
 Diagram derived from a correspondence analysis showing the relationship between species and biotopes.

aliseda formó un grupo claramente distinto al resto de biotopos, que por otro lado fueron similares entre sí. En consecuencia, aunque el número de capturas y especies en la aliseda es bajo, en ella aparecen especies poco abundantes o tal vez ausentes en otras zonas del parque, por lo que es un biotopo que claramente contribuye a aumentar la diversidad de aves en la zona.

Atendiendo al estado de conservación de cada una de las especies (en este caso mediante el uso de las categorías SPEC, Burfield & Van Bommel 2004) y su ocurrencia en cada uno de los biotopos, la puntuación máxima se obtuvo en el carrizal. Esto es debido parcialmente a que una parte de las especies con mayor grado de amenaza (e.g. *Lanius senator*, *Phoenicurus phoenicurus*) fueron capturadas en el carrizal, principalmente. Se pone de manifiesto, en consecuencia, la relevancia de este tipo de vegetación para la avifauna (paseriformes, en este caso) de Txingudi.

Conclusión

El número de capturas y especies es máximo en el prado de inundación y el carrizal. Este último, además, obtuvo una máxima puntuación al considerar la ocurrencia de cada una de las especies y su estado de conservación, basándonos en su categoría SPEC (Burfield & Van Bommel 2004). Por otro lado, aunque poco importante en cuanto a número de especies y capturas, la aliseda pareció contribuir significativamente a aumentar la diversidad de aves en el parque, al ser un biotopo claramente distinto de los demás, considerando las especies comunes halladas, y al ser seleccionado por cierto número de especies. Así, en conclusión, tanto el prado de inundación como el carrizal deberían considerarse como biotopos prioritarios para la conservación, dentro del parque y, posiblemente, en el conjunto de Txingudi, siendo además la aliseda un hábitat de relevancia, en la medida en que se constata que, claramente, contribuye a aumentar la diversidad de

aves en la zona. El bosque de caducifolios, al menos en el estado actual de desarrollo, no parece contribuir significativamente a la diversidad de aves en el parque, una vez se cuenta con prados de inundación, carrizales y alisedas. Asimismo, el uso del hábitat también podría variar en el futuro, en la medida en que biotopos como el bosque de caducifolios aún no han llegado a la madurez.

Por otro lado, hay que señalar que este estudio sólo abarca un único ciclo anual. Posiblemente, la ampliación de este análisis mediante la inclusión de nuevas series (años) podría enriquecer el conocimiento del uso del hábitat por los passeriformes en el parque (e.g. eliminaría sesgos relacionados a años atípicos, o aumentaría la probabilidad de capturar especies raras).

Agradecimientos

A las personas que durante el periodo de muestreo han colaborado en la labor de campo. En especial, Z. Elosegui, Rosa M. Garate, L. Paz. El equipo gestor del parque ecológico de Plaiaundi (N. Azpeitia, J. Belza, L. Beteta, A. Luengo, M. Etxaniz) mostró en todo momento su apoyo a la actividad de la estación de anillamiento de Txingudi. La estación de anillamiento de Txingudi está financiada por el Gobierno Vasco, Diputación de Gipuzkoa y Orona S. Coop. La Diputación de Gipuzkoa autorizó el anillamiento de aves. J. Domènech y un revisor anónimo contribuyeron con sus comentarios a mejorar una primera versión del manuscrito.

Resum

Anàlisi de l'ús de l'hàbitat pels passeriformes en el Parque Ecológico de Plaiaundi, maresmes de Txingudi (N d'Espanya)

En el present estudi s'analitza l'ús de l'hàbitat pels passeriformes en el Parque Ecológico de Plaiaundi (Irún, Gipuzkoa), localitzat a l'entorn de la desembocadura del riu Bidasoa (Txingudi). Txingudi és un dels punts més rellevants d'Espanya pel que fa al pas migratori d'ocells. Es va estudiar el nombre de captures i d'espècies al llarg d'un cicle anual (abril de 2006 a març de 2007) en quatre biotops: bosc de caducifolios, prats inundables, verna i canyissar. L'abundància va mostrar un màxim en el canyissar i els prats inundables, sense registrar diferències entre ambdós, per bé que aquest patró va mostrar variacions al llarg del cicle anual. En tot cas, els dos

biotops es van trobar en tots els mesos entre els hàbitats amb un nombre màxim de captures. La riquesa va atènyer un màxim en els prats inundables, encara que hi va haver diferències entre mesos. Una anàlisi de clusters basat en el nombre d'espècies comunes trobades entre biotops va revelar dos grups de biotops afins: un format per la verna i l'altre per la resta dels biotops. Es va desenvolupar una anàlisi de correspondències per estudiar la relació entre espècies i biotops. Finalment, mitjançant un índex basat en l'abundància de cada una de les espècies i la seva categoria SPEC, el biotop amb més puntuació va ser el canyissar.

Resumen

Análisis del uso del hábitat por los passeriformes en el Parque Ecológico de Plaiaundi, marismas de Txingudi (N de España)

En el presente estudio se analiza el uso del hábitat por los passeriformes en el parque ecológico de Plaiaundi (Irún, Gipuzkoa), localizado en el entorno de la desembocadura del río Bidasoa (Txingudi). Txingudi es uno de los puntos más relevantes de España en lo relativo al paso migratorio de aves. Se estudiaron el número de capturas y especies a lo largo de un ciclo anual (abril de 2006 a marzo de 2007) en cuatro biotops: bosque de caducifolios, prado de inundación, aliseda y carrizal. La abundancia mostró un máximo en el carrizal y el prado de inundación, sin registrarse diferencias entre ambos, si bien este patrón mostró variaciones a lo largo del ciclo anual. En todo caso, los dos biotops se encontraron en todos los meses entre los hábitats con un número máximo de capturas. La riqueza alcanzó un máximo en el prado de inundación, aunque hubo diferencias entre meses. Un análisis de clusters basado en el número de especies comunes halladas entre biotops reveló dos grupos de biotops afines: uno formado por la aliseda y otro por el resto de los biotops. Se desarrolló un análisis de correspondencias para estudiar la relación entre especies y biotops. Finalmente, mediante un índice basado en la abundancia de cada una de las especies y su categoría SPEC, el biotop con más puntuación fue el carrizal.

Bibliografía

- Agresti, A.** 1996. *An introduction to categorical data analysis*. New York: Wiley Interscience.
- Arizaga, J. & Alonso, D.** 2005. Migración e invernada del pájaro moscón (*Remiz pendulinus*) en la marisma de Txingudi (N de España). *Munibe* 56: 145–154.

- Arizaga, J., Alonso, D., Campos, F., Unamuno, J.M., Monteagudo, A., Fernández, G., Carregal, X.M. & Barba, E.** 2006a. ¿Muestra el Pechiazul *Luscinia svecica* en España una segregación geográfica en el paso postnupcial a nivel de subespecie? *Ardeola* 53: 285–291.
- Arizaga, J., Campos, F. & Alonso, D.** 2006b. Variations in wing morphology among subspecies might reflect different migration distances in Bluethroat. *Ornis Fennica* 83: 162–169.
- Bourlinier, T., Nichols, T., Sauer, J.R., Hines, J.E. & Pollock, K.H.** 1998. Estimating species richness: the importance of heterogeneity in species detectability. *Ecology* 79: 1018–1028.
- Burfield, I. & Van Bommel, F.** 2004. *Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status*. Cambridge: BirdLife International.
- Burnham, K.P. & Overton, W.S.** 1979. Robust estimation of population size when capture probabilities vary among animals. *Ecology* 60: 927–936.
- Colwell, R.K.** 2006. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8. Persistent URL <url.oclc.org/estimates>
- Cramp, S.** 1992. *The Birds of the Western Palearctic*. Vol. VI. Oxford: Oxford University Press.
- Galarza, A.** 1986. Migración de la Espátula (*Platalea leucorodia*) por la Península Ibérica. *Ardeola* 33: 195–201.
- Galarza, A.** 1996. *Distribución espacio-temporal de la avifauna en el País Vasco*. Tesis Doctoral. Universidad del País Vasco.
- Galarza, A. & Tellería, J.L.** 2003. Linking processes: effects of migratory routes on the distribution of abundance of wintering passerines. *Anim. Biodiv. Conserv.* 26: 19–27.
- Grandío, J.M.** 1997. Sedimentación y fenología otoñal de tres especies de currucas (*Sylvia* spp. en el extremo occidental del Pirineo. *Ardeola* 44: 163–171.
- Grandío, J.M.** 1998a. Comparación del peso y su incremento, del tiempo de estancia y de la abundancia del Carricerín Común (*Acrocephalus schoenobaenus*) entre dos zonas de la marisma de Txingudi (N de España). *Ardeola* 45: 137–142.
- Grandío, J.M.** 1998b. Consideraciones sobre la estrategia migratoria del Carricerín Común (*Acrocephalus schoenobaenus*) en la Península Ibérica. *Ardeola* 45: 213–215.
- Grandío, J.M.** 1999. Migración postnupcial diferencial del Carricerín Común (*Acrocephalus schoenobaenus*) en la marisma de Txingudi (N de España). *Ardeola* 46: 171–178.
- Grandío, J.M. & Belzunce, J.A.** 1987a. Migración postnupcial de carriceros (género *Acrocephalus*) y otros passeriformes típicos de carrizal en el Valle de Jaizubia. *Munibe* 39: 81–94.
- Grandío, J.M. & Belzunce, J.A.** 1987b. Contribución al estudio fenológico del Zarcero Común (*Hippolais polyglotta*) en Guipúzcoa. *Munibe* 39: 119–122.
- Grandío, J.M. & Belzunce, J.A.** 1990. Estructura estacional de las comunidades de Passeriformes en una marisma del País Vasco atlántico. *Munibe* 41–42: 47–58.
- Hammer, Ø., Harper, D.A.T. & Ryan, P.D.** 2001. PAST: Palaeontological Statistics software package for education and data analysis. *Palaentologia Electronica* 4: 9 pp.
- Infante, O.** 2003. Ruiseñor Común *Luscinia megarhynchos*. In Martí, R. & del Moral, J.C. (eds.). *Atlas de las aves reproductoras de España*. Pp. 418–419. Madrid: SEO/BirdLife – DGCN-MMA.
- Krebs, C.J.** 1989. *Ecological methodology*. New York: Harper Collins Publishers.
- Paracuellos, M.** 1997. Análisis comparativo entre las comunidades de passeriformes de cañaverales y carrizales en el sureste ibérico. *Ardeola* 44: 105–108.
- Paracuellos, M.** 2006. Relationships of songbird occupation with habitat configuration and bird abundance in patchy reed beds. *Ardea* 94: 87–98.
- Poulin, B., Lefebvre, G. & Mauchamp, A.** 2002. Habitat requirements of passerines and reedbed management in southern France. *Biol. Cons.* 107: 315–325.
- Riofrío, J.** 2000. *Avifauna de Txingudi*. Vitoria: Gobierno Vasco.
- Wiens, J.A.** 1989. *The ecology of bird communities*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Zar, J.H.** 1998. *Biostatistical Analysis*. London: Pearson-Prentice Hall.