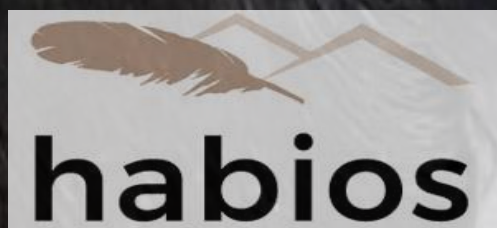




Selección de hábitat del picamaderos negro en el Parque Natural de Aiako Harria

Hugo Robles Díez
Carlos Ciudad Trilla
Zeno Porro



Selección de hábitat del picamaderos negro en el Parque Natural de Aiako Harria

- Informe científico-técnico / mayo de 2020 -

AUTORES:

Hugo Robles ^a

Carlos Ciudad ^b

Zeno Porro ^c

^a Evolutionary Ecology Group (EVECO), Universidad de Amberes

^b Departamento de Biodiversidad y Gestión Ambiental, Universidad de León

^c Universidad de Pavia

CONTRIBUCIÓN AL TRABAJO REALIZADO:

Elaboración del informe:

Robles, Hugo

Ciudad, Carlos

Porro, Zeno

Coordinación científica:

Robles, Hugo

Coordinación técnica:

Fernández, José María

Lekuona, Aitor

Trabajo de campo:

Aierbe, Tomás; Amundarain, Josetxo; Elortza, Igor; Iriarte, Esteban; Lekuona, Aitor; Luarizaierdi, Iker; Rubio, Jesús; Rubio, Xabier; Ugarte, Jon; Vázquez, Javier y Zubeldia, Iraitz (Diputación Foral de Gipuzkoa)

Bea, Antonio y Arrayago, María Jesús (Ekos Estudios Ambientales SL)

Fernández, José María (Fundación Hazi)

Laso, Maite y Zorrozuza, Nere (Sociedad de Ciencias de Aranzadi)

Robles, Chano

Sexado molecular:

Unidad de Biología Molecular del S.A.I. (Universidad de A Coruña)



Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER)

Interreg
POCTEFA



**Este informe ha sido elaborado en el marco de la acción 3.3
del proyecto Interreg POCTEFA – Habios:
“EFA 079/15 Habios – Preservar y gestionar los hábitats de la
avifauna bio-indicadora de los Pirineos”**

El proyecto ha sido cofinanciado al 65% por el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER) a través del Programa Interreg V-A España-Francia-Andorra (**POCTEFA 2014-2020**). El objetivo del POCTEFA es reforzar la integración económica y social de la zona fronteriza España-Francia-Andorra. Su ayuda se concentra en el desarrollo de actividades económicas, sociales y medioambientales transfronterizas a través de estrategias conjuntas a favor del desarrollo territorial sostenible.

Socio:



Beneficiario asociado:



ÍNDICE

RESUMEN	5
1) INTRODUCCIÓN.....	9
1.1. La población de picamaderos negro de Aiako Harria	10
1.2. Justificación y objetivos del estudio	12
2) MÉTODOS	15
2.1. Área de estudio	16
2.2. Uso y selección del hábitat de cría	18
2.3. Reproducción.....	22
2.4. Supervivencia, movimientos, uso y selección de hábitat de los juveniles	23
3) RESULTADOS	27
3.1. Uso y selección del hábitat de cría	28
3.2. Reproducción.....	30
3.3. Supervivencia, movimientos, uso y selección de hábitat de los juveniles	30
4) DISCUSIÓN	36
4.1. Reproducción.....	37
4.2. Supervivencia.....	38
4.3. Movimientos y dispersión	39
4.4. Uso y selección del hábitat	40
4.5. Implicaciones para la gestión y conservación de los picamaderos	44
4.6. Líneas de investigación para mejorar el conocimiento sobre la gestión forestal y la conservación de los picamaderos en Aiako Harria.....	46
5) REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	48
6) Anexo I	55
7) Anexo II	59

RESUMEN

En el marco del proyecto Interreg POCTEFA – Habios, estudiamos el uso y la selección de hábitat de los picamaderos negros mediante transectos en el periodo (pre)reproductor y seguimiento telemétrico con emisores VHF de 13 juveniles en el periodo posterior al abandono de los nidos en el Parque Natural de Aiako Harria (Guipuzkoa).

Mientras que los picamaderos adultos prefirieron fustales con abundante cobertura arbórea de copas (i.e., fracción de cabida cubierta), los juveniles no prefirieron bosques estructuralmente “maduros”. No obstante, los juveniles también usaron mayoritariamente fustales (>80% de las observaciones) con valores elevados de fracciones de cabida cubierta (>80%), tanto en el periodo pre-exploratorio como en el periodo exploratorio de dispersión más allá del área natal. Sin embargo, no encontramos un uso mayoritario de un tipo de bosque concreto, ni en adultos ni en juveniles. El uso de una amplia variedad de tipos de vegetación (definidos conforme a la especie vegetal dominante) sugiere que los picamaderos pueden tener cierta flexibilidad en el uso del hábitat. En consecuencia con estos resultados, las estrategias de gestión forestal deberían ir encaminadas a favorecer el desarrollo en madurez de las masas arboladas, tanto de planifolias (principalmente hayedos y robledales) con el fin de albergar cavidades de cría y proveer alimento, como de plantaciones de coníferas (pinares de *Pinus nigra* y *P. radiata*, alerce, abeto de Douglas, píceas europeas) por su potencial como substrato donde alimentarse tanto los adultos reproductores como los juveniles durante el periodo pre-exploratorio y de posterior dispersión fuera de las áreas natales.

La supervivencia mínima aparente de los juveniles en los seis meses posteriores al abandono de los nidos varío del 7,7% al 46,2% dependiendo del tratamiento de los datos. Mientras que los resultados son consistentes con la elevada mortalidad juvenil observada en otras especies de aves, el bajo tamaño muestral en este estudio hace que debamos tomarnos estos resultados con precaución. Los 13 juveniles durante el periodo pre-exploratorio se movieron a menores distancias que las dos hermanas supervivientes durante el periodo más exploratorio, lo que llevó a estas últimas aves a alejarse varios kilómetros del nido natal (movimientos incluso superiores a 7 km entre localizaciones sucesivas y 5 km del nido natal) a partir de finales de agosto.

Debido a los bajos tamaños muestrales, el bajo peso corporal de los juveniles (210-265 g), el sex ratio sesgado hacia las hembras (de menor peso que los machos), el bajo número de pollos por nido (promedio de 2.1) y la baja supervivencia de los juveniles son parámetros demográficos que requieren de un mayor seguimiento para comprender su influencia en la dinámica poblacional de los picamaderos negros de Aiako Harria. De cualquier modo, la elevada movilidad de los juveniles y la baja abundancia de territorios reproductores sugieren que **la conservación de los picamaderos a nivel poblacional puede requerir de unidades de gestión de un tamaño considerablemente mayor a las dimensiones del Parque de Aiako Harria.** Esto permitiría, entre otras cosas, la llegada de inmigrantes con el fin de favorecer la renovación poblacional dentro del Parque Natural.

Con el fin de **mejorar el conocimiento en el uso y selección del hábitat** en base a los resultados anteriores, **recomendamos las siguientes líneas de investigación:**

- Mantener el sistema de transectos en Aiako Harria y ampliarlo a otras zonas del País Vasco para realizar el seguimiento de la dinámica poblacional y evaluar posibles cambios en el uso del hábitat de cría de los picamaderos en relación a cambios en la gestión forestal a medio y largo plazo. Además, esto permitiría incrementar considerablemente el conocimiento del uso y la selección del hábitat mediante la comparación con otros paisajes más homogéneos que el caso particular de Aiako Harria.
- Seguimiento mediante telemetría de alta precisión de los adultos durante el periodo (pre)reproductor y de los juveniles en el periodo posterior al vuelo. Sin embargo, cabe resaltar que la tecnología vigente disponible todavía no permite hacer un seguimiento con la precisión espacial y temporal requerida para aves de este tamaño. Esto se debe en parte al alto grado de error de localización de los emisores GPS en zonas boscosas y montañosas, lo que se hace más notorio aun si tenemos en cuenta que el pequeño tamaño de la batería no permite que los dispositivos se conecten por un periodo suficientemente largo como para incrementar la precisión de las localizaciones.

ABSTRACT

Within the framework of the project Interreg POCTEFA – Habios, we studied habitat use and selection of black woodpeckers by transects in the (pre)breeding period and through telemetry by radio-tracking 13 juveniles after fledging in the Aiako Harria Natural Park (Guipuzkoa). While adult woodpeckers preferred relatively old forest ('fustales') with high canopy cover, juveniles did not prefer structurally 'mature' forests. However, juveniles used also mainly fustales (>80% of observations) with high values of canopy cover (>80%) in the pre-exploratory period as well as during the exploratory dispersal period farther away from the natal range. Nevertheless, we did not find a predominant use of any given forest type, neither in juveniles nor in adults. The use of an ample array of vegetation types (defined according to the dominant species) suggests that these woodpeckers may exhibit some flexibility in habitat use. Consequently, forest management strategies should focus on favouring the maturity of the woodlands and tree plantations, both broadleaved forests (mainly beech and oak forests) that may provide breeding cavities and food, as well as conifer plantations (*Pinus nigra*, *P. radiata*, larch, Douglas fir, European spruce) to provide food for breeding adults and post-fledging juveniles during the dependence and dispersal periods.

The minimum apparent survival of the juveniles during the first six months after fledging varied from 7.7% to 46.2% depending on data treatment. While these results match the high juvenile mortality observed for other birds, the low sample size in this study prevents us from making strong inferences. Thirteen juveniles during the pre-exploratory period moved considerably shorter distances than the two sisters that survived to the more exploratory (dispersal) period, which led these sisters to move several kilometres away from the natal nest (movements even higher than 7 km between consecutive locations and 5 km from the natal nest) from the beginning of dispersal at the end of August.

Because of the small sample sizes, the low body mass of the juveniles (210-265 g), the female-biased sex ratio (females are lighter than males), the low number of chicks per nest (average of 2.1) and the low juvenile survival are demographic parameters that require further monitoring to understand their influence on the population dynamics of black woodpeckers in Aiako Harria. Anyway, the high mobility of the juveniles and the

low abundance of breeding territories suggest that **the conservation of black woodpeckers at the population level may require from management units considerably larger than the Aiako Harria Natural Park**. This would allow, among other things, the arrival of immigrants that may favour the renovation of the population within the Natural Park.

With the aim of **improving our knowledge on habitat use and selection**, and according to previous results, **we recommend the following research lines**:

- **To keep and extend the system of transects designed in Aiako Harria to other areas in the Basque Country** to monitor population dynamics and to evaluate potential changes in breeding habitat use of woodpeckers in relation to changes in forest management practices at mid and long term. Moreover, this would allow to increase considerably our knowledge on habitat use and selection through the comparison of the results in Aiako Harria with those in other more homogeneous environments.
- **Use of high-precision telemetry to track (pre)breeding adults and postfledging juveniles**. However, it should be mentioned that the current technology does not allow tracking small/medium-sized birds, such as woodpeckers, with the spatial and temporal accuracy required to monitor the movements of these birds in detail. This is partly due to the high error of GPS devices in mountainous and forested areas, which is even more conspicuous if we take into account that the low battery size does not allow the devices to be connected long enough as to increase the accuracy of the locations.

INTRODUCCIÓN

1.1. La población de picamaderos negro de Aiako Harria

El picamaderos negro (*Dryocopus martius*) es un especialista forestal asociado al arbolado maduro del Paleártico (Del Hoyo et al. 2002). La población ibérica ocupa el límite suroccidental de la distribución de la especie a través de la Cordillera Cantábrica y Pirineos, desde el Monte de Cervantes en Lugo hasta el noroeste de Girona (Simal & Herrero 2003). En el último siglo, los picamaderos se han expandido por Europa Occidental (Mikusiński 1995, Mikusiński & Angelstam 1997). Una dinámica colonizadora se ha observado también en la Península Ibérica (Simal & Herrero 2003), lo que ha llevado a la reciente coalescencia entre las poblaciones pirenaicas y cantábricas (Gainzarain & Fernández-García 2013, véase la figura 1).

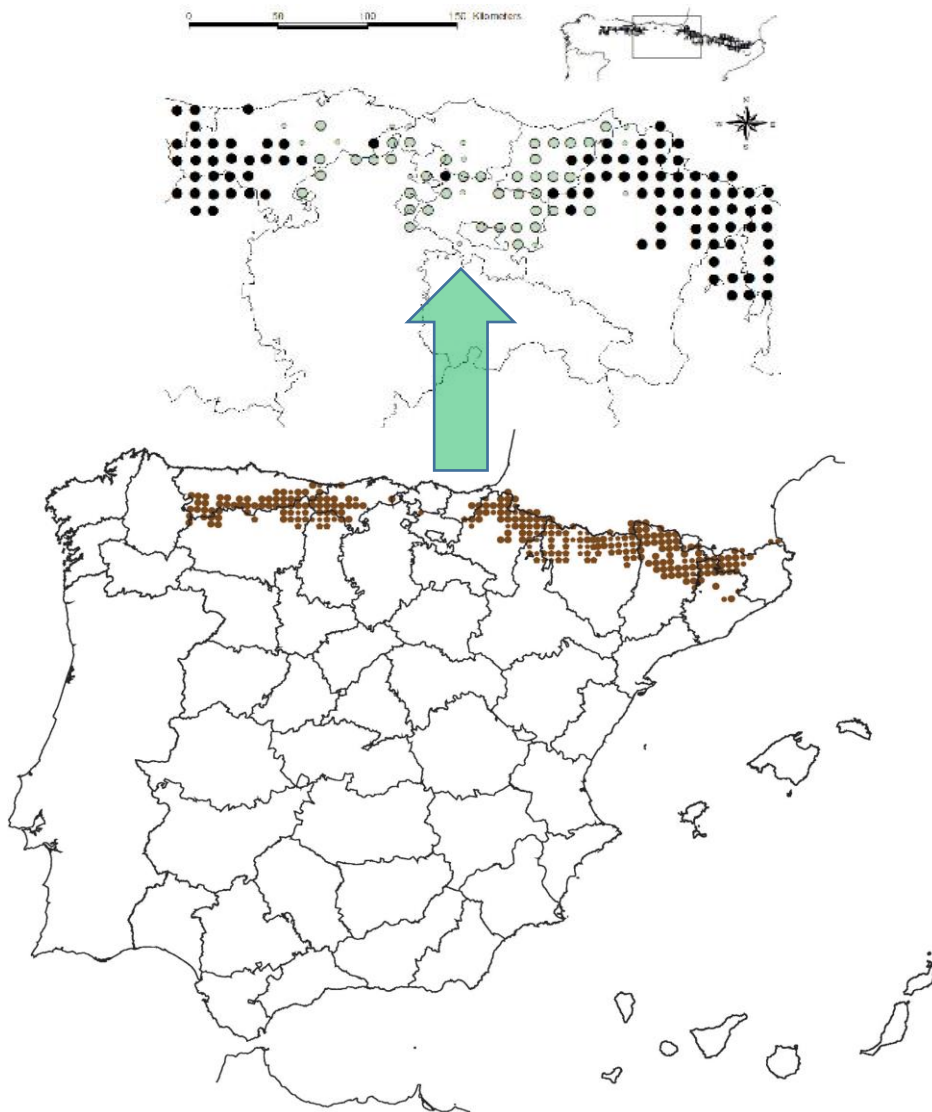


Figura 1. Mapa de distribución del picamaderos negro en la Península Ibérica (abajo, extraído de Simal & Herrero 2003) y reciente coalescencia de las poblaciones pirenaicas y cantábricas (arriba, extraído de Gainzarain & Fernández-García 2013).

La expansión generalizada del picamaderos negro puede estar relacionada, al menos parcialmente, con la maduración de las masas boscosas debido al retraso en los turnos de corta o a la reducción de las talas por disminución de la demanda de madera (Mikusiński 1995, Mikusiński & Angelstam 1997, Gainzarain & Fernández-García 2013). Este cambio estructural en el arbolado ha podido determinar incrementos en la disponibilidad de árboles de gran porte en los que anidar y en la mejora de los microhábitats adecuados para la búsqueda de alimento. Adicionalmente, se ha incrementado la superficie ocupada por masas forestales, bien por recolonización natural tras abandono de terrenos previamente deforestados, bien por plantación directa.

Al igual que en amplias zonas de su área de distribución, los picamaderos negros ibéricos ocupan tanto hayedos y robledales húmedos maduros como bosques y plantaciones de coníferas en ambientes higrófilos (Simal & Herrero 2003). No obstante, la prevalencia de los picamaderos en el sur y oeste de Europa parece estar más ligada a los hayedos (Fenández & Azkona 1996, De Rosa et al. 2016), especialmente si lo comparamos con ambientes nórdicos (Angelstam & Mikusiński 1994). Las hayas (*Fagus sylvatica*) de gran porte son el principal substrato para la anidación de los picamaderos en Europa, aunque pueden usar una amplia variedad de especies de árboles, mayoritariamente planifolias incluso en bosques boreales de coníferas (ej. Johnsson et al. 1993, Rolstad et al. 2000, pero véase Zawadska & Zawadzki 2017 para el caso de anidación mayoritaria en pinos en Polonia). Mucho menos selectivo en cuanto al substrato para la búsqueda de alimento, utiliza con frecuencia madera en descomposición entre la que busca hormigas carpinteras (*Camponotus* spp.) y larvas xilófagas de coleópteros (ej. Rolstad et al. 1998, Rolstad & Rolstad 2000).

El único estudio previo sobre selección de hábitat de los picamaderos en Gipuzkoa mostró una asociación positiva de las áreas de reproducción con altas superficies de hayedo, bosque mixto caducifolio y plantaciones de pino laricio (*Pinus nigra*), mientras que las plantaciones de pino de Monterrey (*P. radiata*) y los bosques de bajo porte fueron usados en menor proporción de la esperada (Olano et al. 2015). Estos resultados concuerdan con el hecho de que las cavidades de cría de los picamaderos en Gipuzkoa

se localizan mayoritariamente en hayas y robles americanos (*Quercus rubra*) de cierto porte (Olano et al. 2015). Además, los autores sugieren una importancia elevada de las plantaciones de roble americano y de pino laricio en las áreas potenciales de alimentación (Olano et al. 2015).

1.2. Justificación y objetivos del estudio

El primer estudio desarrollado por Olano et al. (2015) ha abierto las puertas para poder profundizar en nuestra comprensión de las decisiones de uso de hábitat de los picamaderos, necesaria para establecer medidas de gestión compatibles o incluso promotoras de la conservación de la especie. Aun así, hay muchos interrogantes por resolver, entre los que destacan los siguientes:

1.- Pese a la selección negativa de los pinares de *P. radiata* en el conjunto de Gipuzkoa, desconocemos si este resultado es aplicable al caso particular del Parque Natural de Aiako Harria, que es una de las zonas con mayor densidad de territorios de picamaderos en Gipuzkoa (Olano et al. 2015). Dado el actual deficiente estado fitosanitario de las plantaciones de pinos en Aiako Harria, consecuencia de la infestación por patógenos fúngicos (Cantero 2019), es posible que, al menos localmente, los pinares desvigorizados y con mortalidad de pies, colonizados por insectos que pueden ser presas potenciales para los picamaderos, sirvan de substrato de alimentación y tengan una fuerte influencia en la selección de hábitat de alimentación y nidificación actual de los picamaderos.

2.- Mientras los datos recogidos anteriormente se han basado mayoritariamente en observaciones de adultos durante el periodo (pre)cría, desconocemos los requerimientos de hábitat de los juveniles. Sin embargo, conocer estos requerimientos a lo largo del ciclo vital de las especies es crucial para poder establecer medidas de conservación adecuadas. Especialmente, entender los requerimientos de hábitat de los juveniles puede dar una información crítica porque (i) los juveniles tienen altas tasas de mortalidad y pueden ser muy sensibles a los cambios ambientales producidos por el hombre; ii) son los principales dispersantes (se dispersan con más frecuencia y a

mayores distancias que los adultos) y por tanto promotores del flujo génico; y iii) son los encargados de renovar la población reemplazando a los reproductores, generalmente cuando estos fallecen. De hecho, frente a fuertes perturbaciones antrópicas, tales como cambios drásticos en los usos de suelo que fragmenten los hábitats naturales, o frente al cambio climático, son los juveniles, a través de la dispersión y transferencia génica, los individuos que pueden amortiguar o rescatar genética y/o demográficamente a las poblaciones reproductoras.

Con el objetivo principal de ***profundizar en el conocimiento de la selección de hábitat del picamaderos negro en Aiako Harria***, este informe científico-técnico se enmarca en la acción 3.3 del proyecto Interreg POCTEFA – Habios: “EFA 079/15 Preservar y gestionar los hábitats de la avifauna bio-indicadora de los Pirineos”, cofinanciado por el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER) y gestionado, entre otros, por la Fundación Hazi con la Diputación Foral de Gipuzkoa como beneficiaria asociada. Uno de los objetivos del proyecto es probar el uso de nuevas tecnologías para el seguimiento de las aves forestales, entre las que se encuentra el picamaderos negro (para más información véase <https://www.habios.eu/>). Aunque el uso de emisores para el seguimiento individualizado a través de telemetría, tales como los emisores de radio VHF o los emisores GPS, han sido y están siendo utilizados frecuentemente para el monitoreo de aves adultas, su uso en individuos juveniles sigue siendo muy limitado, especialmente en aves de pequeño tamaño.

En este estudio pretendemos ***combinar datos obtenidos en transectos durante el periodo (pre)cría con registros de radioseguimiento VHF de los juveniles de picamaderos negro en el Parque Natural de Aiako Harria, para mejorar nuestra comprensión de las decisiones de uso del hábitat a lo largo del ciclo vital*** de estas aves.

Los objetivos específicos son:

1. Evaluar el ***uso y selección de los tipos de vegetación*** por parte de los ***picamaderos adultos*** mediante los datos obtenidos a partir de transectos ***en el periodo (pre)cría***.
2. Estimar, mediante radioseguimiento, la ***supervivencia de los juveniles en el periodo crítico que cubre el periodo posterior al abandono de los nidos*** en el

área natal y el periodo de movimientos dispersivos de transferencia más allá del área natal.

3. Determinar el **momento y las distancias de dispersión** (emigración permanente) **de los juveniles** fuera del área natal.
4. Evaluar el **uso y la selección de los tipos de vegetación por los juveniles** de picamaderos.
5. En base al conocimiento recogido en los objetivos anteriores, indicar **medidas de gestión para la conservación** de los picamaderos negros en Aiako Harria.

MÉTODOS

2.1. Área de estudio

El estudio se desarrolló en el Parque Natural de Aiako Harria (figura 2), también declarado Zona Especial de Conservación de la red Natura 2000 (código ES2120016). El Parque Natural de Aiako Harria ocupa 6913 hectáreas entre los ríos Bidasoa y Urumea, y se ubica en Gipuzkoa haciendo frontera con Navarra. Con una altitud media de 325 m sobre el nivel del mar (rango aproximado: 10-830 m), se localiza en la Región Bioclimática Eurosiberiana.

El terreno es mayoritariamente forestal (\approx 82% de la superficie total, figura 2), encontrándose la superficie no arbolada principalmente ocupada por roquedos, matorrales, pastizales, cultivos, cursos acuáticos y áreas urbanas. El paisaje presenta un patrón en mosaico altamente parcheado caracterizado por una elevada heterogeneidad de usos del suelo que han surgido de la alta presión humana asociada, mayoritariamente, con la explotación forestal y ganadera de pequeñas propiedades. Como resultado, buena parte del área está cubierta de pequeñas parcelas ocupadas con frecuencia por plantaciones arboladas alóctonas. De hecho, casi la mitad del área de Aiako Harria está cubierto por plantaciones, tanto de coníferas como de planifolias.

La vegetación potencial original en Aiako Harria estaría compuesta mayoritariamente de hayedos, robledales de *Q. robur* y bosque mixto atlántico compuesto de una amplia variedad de planifolias. Entre las formaciones arboladas predominantes en la actualidad se encuentran los hayedos (9% de la superficie total; Sistema de Información de la Naturaleza de Euskadi, disponible en <http://www.euskadi.eus/web01-a3diblek/es/u95aWar/lugaresJSP/U95aEntradaFiltroLugaresCAPV.do?flnMenu=true>; figura 2), los robledales de especies autóctonas (18%), las plantaciones de roble americano (6%), las plantaciones de pino laricio (4%), las de alerce (*Larix*. spp.; 6%) y las plantaciones de *P. radiata* o pino de Monterrey (15%). En las últimas décadas, distintas plagas fúngicas (sobresaliendo *Fusarium* y las bandas roja y marrón) han afectado sustancialmente a las plantaciones de *P. radiata* (Cantero 2019).

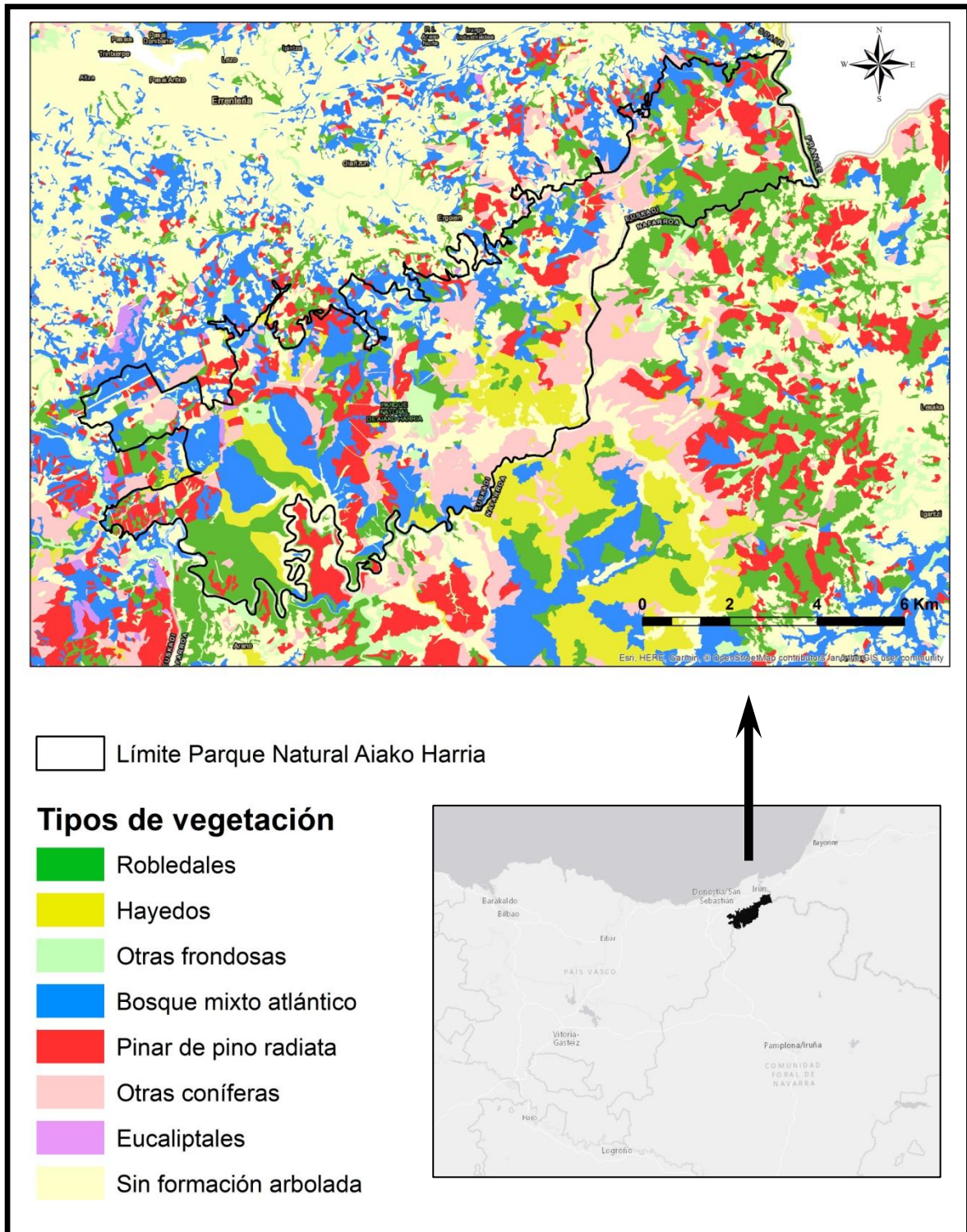


Figura 2. Mapa de los tipos de vegetación, definidos conforme a la especie vegetal dominante, del Parque Natural de Aiako Harria y áreas adyacentes. Elaborado a partir del Inventario Forestal del País Vasco (2018) y del Mapa Forestal de Navarra (2011).

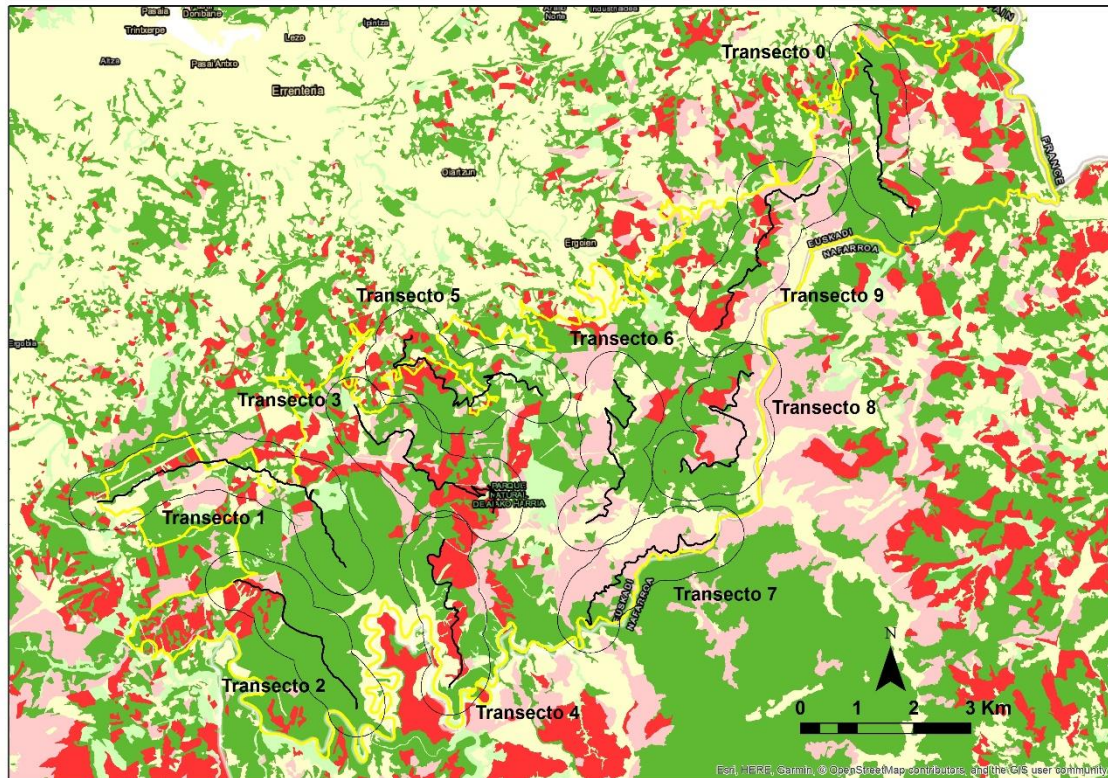
2.2. Uso y selección del hábitat de cría

2.2.1. Transectos en el periodo (pre)reproductor

El estudio de la selección del hábitat de cría del picamaderos se desarrolló mediante observaciones de la especie en 10 transectos que variaron en longitud desde 3626 m hasta 6 221 m (media = 4 645 m, Desviación Estándar D.E. = 885; longitud total de los 10 transectos = 46 452 m; véase la figura 3). Los transectos se diseñaron teniendo en cuenta los siguientes criterios:

- Cubrir la heterogeneidad ambiental en cuanto a tipos de vegetación.
- Cubrir la mayor superficie posible dentro del área de estudio, evitando el solapamiento entre transectos.
- Procurar seguir trayectorias lo más rectilíneas posibles, teniendo en cuenta la dificultad orográfica del Parque.

Cada transecto fue recorrido tres veces entre febrero y principios de abril de 2018 y de 2019, coincidiendo con el periodo pre-reproductor y de inicio de la reproducción, cuando los picamaderos adultos mantienen niveles altos de actividad que favorecen su detectabilidad. Los observadores recorrieron los transectos a una velocidad de 1,5-2 km/h en las cinco primeras horas del día desde el amanecer. En cada visita, se registraron las señales de actividad directa (visuales y mayoritariamente auditivas), anotando las coordenadas y el tipo de vegetación en el que se encontraban las aves, así como su comportamiento (anexo I). Se procuró rotar la participación de los observadores para evitar repetir los mismos transectos en una misma anualidad, disminuyendo así el riesgo de posibles sesgos asociados con diferencias en la detectabilidad de la especie entre observadores.



- Transectos
- Buffer transectos (500 m)
- Límite Parque Natural Aiako Harria

Tipos de vegetación

- Robledales, hayedos y bosque mixto atlántico
- Otras frondosas
- Pinar de pino radiata
- Otras coníferas
- Sin formación arbolada

Figura 3. Localización de los transectos para la evaluación del uso y la selección del hábitat de los picamaderos negros adultos en el Parque Natural de Aiako Harria.

2.2.2. Análisis de los datos

Comparamos el uso del hábitat de los picamaderos, recogido a través de los contactos directos de la especie durante los transectos, con la disponibilidad del hábitat. Dado el reducido tamaño de muestra, agrupamos las detecciones de ambos años. Para estimar la disponibilidad, establecimos una red de 1000 localizaciones aleatorias dentro de una banda de 500 m a ambos lados de cada transecto. Esta banda se estableció teniendo en cuenta la máxima distancia de detección estimada de la especie durante los transectos.

Del total de 10 000 localizaciones aleatorias en los 10 transectos, desestimamos 285 por encontrarse en ambientes que nunca estarían disponibles para los picamaderos, tales como urbanizaciones o embalses.

Para determinar el tipo y estructura de vegetación en cada localización aleatoria usamos el mapa del Inventario Forestal del País Vasco de 2018 (disponible en <ftp://ftp.geo.euskadi.eus/cartografia/Agricultura/>) y el Mapa Forestal de Navarra de 2011 (https://www.mapa.gob.es/es/cartografia-y-sig/ide/descargas/desarrollo-rural/mfe_navarra.aspx), ambos a escala 1:25.000. En un principio, se hizo un gran esfuerzo en evaluar la idoneidad del uso de variables estructurales de la vegetación elaboradas a partir de la información disponible de los vuelos LiDAR. Sin embargo, finalmente desestimamos el uso de esta información por los motivos que se relatan a continuación. Las variables estructurales disponibles con información LiDAR han sido calculadas mayoritariamente con fines forestales en polígonos de diferentes tamaños, mientras que los datos obtenidos de los picamaderos se han obtenido a partir de localizaciones puntuales. Esto hace que, para dos localizaciones aleatorias, las variables estructurales son calculadas, con frecuencia, a partir de la información obtenida en dos polígonos de diferente tamaño y, en consecuencia, obtenida a partir de tamaños de muestra (puntos por polígono) muy heterogéneos. Esto tiene una serie de desventajas a la hora de trabajar con localizaciones puntuales. Por ejemplo, los polígonos pequeños que contienen una sola localización (aleatoria o usada por los picamaderos) pueden reflejar fielmente la estructura de la vegetación para esa localización puntual, mientras que los polígonos grandes proveen de un valor estructural promedio para varias localizaciones, lo que ciertamente supone una menor precisión y un problema de seudorreplicación (mismo valor para varias localizaciones). Por otra parte, el tratamiento de las imágenes LiDAR con los fines de seguimiento de los picamaderos expuestos en este estudio requeriría una ingente labor con el fin de estandarizar los cálculos para localidad (usada y aleatoria) que es inasumible en este proyecto. No obstante, consideramos que la estandarización de los datos LiDAR sería de gran valor a la hora de calcular valores estructurales de la vegetación en estudios de selección de hábitat de fauna basados en métodos puntuales de localización (ej. estaciones de

escucha, localizaciones en transectos, localizaciones obtenidas en seguimiento telemétrico).

Para comparar el uso con la disponibilidad del hábitat, usamos modelos generalizados lineales mixtos (GLMMs) con distribuciones de error binomiales y funciones de unión *logit* mediante el paquete 'lme4' (Bates et al. 2015) en R 3.4.3 (R Development Core Team 2017). La variable dependiente fue el uso del hábitat (usado: 1, disponible en puntos aleatorios: 0). En un primer análisis comparamos la altitud y la presencia de bosque (bosque vs. zona abierta no arbolada como prados, pastizales y claros de corta) en 41 localizaciones usadas por los picamaderos con 9715 localizaciones aleatorias potencialmente disponibles. Esto nos permitió confirmar la evidente preferencia forestal de la especie.

En un segundo análisis, usamos sólo las localizaciones en zonas forestales (40 localizaciones usadas vs. 7091 localizaciones aleatorias) para identificar variables estructurales de las masas boscosas que pudieran ser relevantes para explicar la presencia de picamaderos en el periodo de cría. En concreto, comparamos el grado de desarrollo (monte bravo, repoblado, latizal, fustal) y la fracción de cabida cubierta por arbolado (en porcentaje) entre las localizaciones de picamaderos y las localizaciones aleatorias. Al igual que para la información LiDAR, somos conscientes de que este tipo de variables obtenidas a partir de la información de los mapas forestales tiene sus limitaciones, por lo que los resultados derivados de estos segundos análisis deben tomarse con extrema precaución. No obstante, al menos la variable categórica del grado de desarrollo del bosque es esperable que esté sujeta a menores errores de medición que las variables continuas como la fracción de cabida cubierta o que las variables continuas que se pudieran calcular a partir de la información LiDAR.

Por último, comparamos los tipos de vegetación entre las localizaciones usadas y las localizaciones aleatorias. Dado el escaso número de observaciones directas, nos vimos obligados a agrupar los tipos de vegetación en cuatro categorías con el fin de permitir la convergencia de los modelos. Estos grupos fueron (i) los pinares de *P. radiata*, (ii) los bosques planifolios de roble, haya y bosque atlántico mixto, (iii) forestas compuestas de

otros tipos de coníferas (pinos de *P. nigra*, alerces, etc.), y (iv) bosques compuestos de otros tipos de planifolias (plantaciones de castaño *Castanea sativa*, falsas acacias *Robinia pseudoacacia*, etc.).

Todas las variables continuas explicativas en los modelos fueron estandarizadas a una media de cero y desviación estándar de 1, lo que permite una mejor convergencia de los modelos mixtos y una comparación directa de los coeficientes para estimar el tamaño relativo de los efectos entre variables explicativas. Puesto que la detección de los picamaderos es esperable que varíe con la distancia a los observadores, incluimos la distancia mínima de las observaciones al transecto en cuestión para controlar por su influencia en todos los análisis. Además, puesto que las observaciones dentro de un mismo transecto pueden no ser independientes, incluimos la identidad de los transectos como factor ‘*random*’ para controlar su influencia. Para todos los modelos, usamos el paquete ‘MuMIn’ (Bartón 2014) para calcular los valores de pseudo-R² marginal; es decir, de los factores fijos excluyendo los factores *random*, como una medida relativa de la cantidad de variabilidad explicada por cada las variables de interés en los modelos.

2.3. Reproducción

Durante la ejecución de los transectos y otros trabajos desarrollados en el Parque Natural, el personal de campo de la Diputación Foral de Gipuzkoa buscó cavidades de cría ocupadas por los picamaderos. Se visitaron los territorios y las cavidades inventariadas en años anteriores, en el marco de los censos y seguimientos emprendidos previamente en el área de estudio (Olano et al. 2015). Para ello se hizo uso tanto de observaciones mediante binoculares, cámaras de foto-trampeo y grabaciones de vídeo a distancia, como de revisiones del interior de cavidades a través de una cámara endoscópica montada sobre una pértiga telescópica con visualización mediante sistema *wifi* (Wildlife Windows Ltd, Reino Unido; anexo I). En total, se localizaron cuatro cavidades de cría activas en 2018. Estas mismas cuatro cavidades también fueron usadas para criar en 2019. Capturamos y tomamos medidas biométricas a 13 pollos en los nidos a 23-26 días tras la eclosión en las primaveras de 2018 (9 pollos en 4 nidos) y 2019 (4 pollos en 2 nidos).

2.4. Supervivencia, movimientos, uso y selección de hábitat de los juveniles

2.4.1. Marcaje y seguimiento telemétrico de los pollos

Después de tomar medidas biométricas a los pollos, equipamos a los juveniles con transmisores RI-2B (HoloHil Systems Ltd, Canadá) de unos 6 g (<3% del peso de las aves), que fueron enganchados alrededor de las patas (Rappole & Tipton 1991) mediante un arnés elástico de silicona de un milímetro de grosor (véase Robles et al. 2007, 2019a y Ciudad et al. 2009 para el uso del sistema de marcaje y anclaje similar para el pico mediano *Dendrocoptes medius*; anexo I). Este tipo de enganche es útil para el seguimiento de los juveniles debido a que su plumaje está aún en desarrollo una vez que vuelan del nido, por lo que el sistema de pegado de emisores en las rectrices no es una opción viable. Además, la localización del transmisor en la espalda baja mediante arnés alrededor de las patas permite una mejor situación del emisor con respecto del centro de gravedad de las aves. También se marcó a los ejemplares en tarso con anilla metálica oficial (remite ESA) y con anillas de color (anexo I). Se puso especial empeño en reducir el estrés de las aves al mínimo posible durante las operaciones de captura, marcaje y seguimiento telemétrico de los juveniles, las cuales fueron autorizadas por la Diputación Foral de Gipuzkoa.

Los juveniles fueron seguidos con una periodicidad mínima de uno a tres días desde el vuelo hasta su fallecimiento, el fallo del emisor, la pérdida del emisor por causa desconocida, o el final de la batería seis meses después del marcaje (anexo I). Las aves fueron localizadas habitualmente mediante triangulación desde unas pocas decenas o cientos de metros, si bien en algunas ocasiones también se usó la técnica de ‘*homing-in*’ para aproximarse a los individuos, que pudieron llegar a detectarse visual y/o auditivamente. Para cada localización se anotaron las coordenadas, el tipo de vegetación y el comportamiento de las aves.

2.4.2. Análisis de los datos

Usamos modelos HMMs (*Hidden Markov Models*) en el paquete ‘*moveHMM*’ (Michelot et al. 2016) con el fin de caracterizar los estados comportamentales de los juveniles en base a cambios entre movimientos consecutivos. En particular, teniendo en cuenta las

observaciones de las trayectorias de los juveniles, definimos a priori en los modelos HMMs dos tipos de movimientos: (i) movimientos rápidos y largos que normalmente llevan a las aves a alejarse del área natal (“movimientos exploratorios” a partir de aquí), y (ii) movimientos cortos típicos de un comportamiento de “acampada” previo a la exploración fuera del área natal (“movimientos pre-exploratorios” a partir de aquí) o entre periodos exploratorios. En especial, intentamos identificar el primer periodo exploratorio, que normalmente es el de mayor velocidad y distanciamiento del área natal asociado con la dispersión juvenil (Robles et al. 2019b, Gruebler et al. 2019).

Para indicar los valores iniciales de los parámetros (longitud de los pasos entre localizaciones consecutivas: *step lengths*, y ángulos de cambio en las trayectorias: *turning angles*) en los HMMs, usamos análisis de agrupación de *K*-medias (*K-mean clustering analysis*), que básicamente consiste en un algoritmo no supervisado basado en el *machine learning* que divide un set de datos determinado en *K* grupos (Jain 2010), siendo *K* igual a dos en este caso (los dos tipos de movimientos definidos anteriormente). Usamos la media de los *step lengths* para ambos tipos de movimientos como valores iniciales en los modelos HMMs. No usamos los valores medios de los *turning angles* porque el análisis de agrupación no dividió el set de datos claramente en dos categorías, probablemente debido a la altísima variación en la angulación y a su distribución uniforme.

Una vez que definimos el periodo pre-exploratorio en el área natal anterior al comienzo de los periodos exploratorios dispersivos, examinamos la selección del hábitat para cada uno de los periodos (pre-exploración vs. después del comienzo de los movimientos exploratorios). Esto es más adecuado que juntar ambos periodos comportamentales porque los juveniles pueden tener capacidades y motivaciones diferentes en cada periodo, lo que puede llevar a fuertes variaciones en la selección del hábitat. Por ello, para cada periodo calculamos la disponibilidad del hábitat teniendo en cuenta las características de los movimientos, y comparamos el uso con la disponibilidad mediante ‘*step selection functions*’ (Thurfjell et al. 2014). Para cada par de localizaciones consecutivas observadas (*steps*), calculamos 100 posibles localizaciones de destino (i.e.,

disponibles) al azar, pero teniendo en cuenta la distribución de las distancias entre *steps* consecutivos (figura 4) para cada periodo comportamental.

Realizamos los análisis de las '*step selection functions*' mediante GLMMs binomiales que compararon las características de las localizaciones de destino observadas para cada *step* con las características de las localizaciones de posible destino disponible. El protocolo de análisis fue similar al descrito anteriormente para los análisis de uso y disponibilidad en los transectos de seguimiento durante el periodo (pre)reproductor. También en este caso, realizamos un primer análisis con el uso del hábitat (usado: 1, disponible en las localizaciones aleatorias de posible destino: 0) como variable dependiente y la presencia de bosque (bosque vs. zona no boscosa como arbustedos, prados, pastizales, claros de corta y cultivos) como variable explicativa. Para determinar el tipo de vegetación en cada localización aleatoria usamos de nuevo el Inventario Forestal del País Vasco de 2018 y el Mapa Forestal de Navarra de 2011. Por último, y de manera similar a los análisis de uso y disponibilidad en los transectos, desestimamos las localizaciones aleatorias que se encontraron en ambientes que nunca estarían disponibles para los picamaderos, tales como núcleos urbanos o embalses.

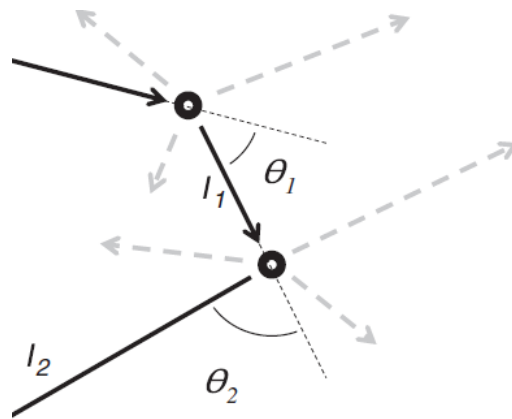


Figura 4. Representación de un ejemplo gráfico de la comparación de uso y disponibilidad mediante '*step selection functions*' (modificado de Thurfjell et al. 2014). Para el segmento de desplazamiento real '*1*' entre dos localizaciones consecutivas, nos encontramos con la longitud del segmento ' l_1 ' ('*step length 1*') y tres segmentos potencialmente disponibles (líneas discontinuas) calculados aleatoriamente ('*random steps*') teniendo en cuenta la distribución de los *step lengths* (' l ') de la trayectoria real observada. Las características de las localizaciones de destino al final del segmento observado (uso) se comparan con las características de los destinos potenciales al final de los segmentos aleatorios (potencialmente disponibles pero no usados).

En el segundo análisis, una vez confirmada la preferencia de los juveniles por las forestas en ambos periodos comportamentales (pre-exploración y exploración), usamos exclusivamente las localizaciones en zonas arboladas para identificar variables estructurales forestales, tales como el grado de desarrollo (monte bravo, repoblado, latizal, fustal) y la fracción de cabida cubierta por arbolado (en porcentaje), que pudieran estar explicando las decisiones de uso del hábitat por estas aves. Por último, y al igual que para los análisis de selección del hábitat de cría (véase arriba) comparamos los tipos de vegetación entre las localizaciones usadas y las localizaciones aleatorias. De nuevo, los tipos de vegetación escogidos fueron (i) los pinares de *P. radiata*; (ii) los bosques planifolios de roble, haya y bosque atlántico mixto; (iii) forestas compuestas de otros tipos de coníferas (pinares de *P. nigra*, alerces, etc.); y (iv) bosques compuestos de otros tipos de planifolias (plantaciones de castaño, falsas acacias, etc.).

Incluimos la identidad de los individuos y de las localizaciones de las aves (correspondiente a un destino usado y máximo un centenar de destinos disponibles asociados para cada *step*) como factores *random* para controlar su influencia. Para la estandarización de las variables continuas y el cálculo de los valores de pseudo-R² marginal de los modelos seguimos el protocolo detallado anteriormente en el análisis de selección del hábitat de cría.

RESULTADOS

3.1. Uso y selección del hábitat de cría

Combinando los datos de 2018 y 2019, se registraron 41 observaciones directas de picamaderos a través de señales auditivas y/o visuales. En todos los transectos hubo registros directos de las aves (media = 4,1 contactos directos por transecto, rango = 1-8, D.E. = 2.6). Las observaciones se realizaron en promedio a una altitud de 369 m (rango = 155-580, D.E. = 94) y a una distancia de los transectos de 100 m (rango = 0-488, D.E. = 116).

En tan sólo una ocasión se registró un picamaderos en una zona abierta no arbolada correspondiente a un pastizal. Cuarenta de las 41 observaciones se realizaron en zonas arboladas (97,6%) con una fracción de cabida cubierta media del 88% (rango = 20-95, D.E. = 17) y un grado de desarrollo categorizado mayoritariamente como “fustal” en el 90,0% de los casos (latizal: 5,0%, monte bravo: 2,5%, repoblado: 2,5%). Entre los tipos de vegetación usados, destacan los bosques planifolios con potencialidad para albergar árboles para la anidación (60% de las observaciones), tales como hayedos (22,5%), robledales de roble americano (22,5%), robledales de roble pedunculado (12,5%) y bosque mixto atlántico (2,5%). Además, los picamaderos se localizaron con cierta frecuencia en pinares de *P. radiata* (20,0%) y en otros tipos de forestas de coníferas (17,5% en alerce, abeto de Douglas *Pseudotsuga menziesii*, píceas europeas *Picea abies* y pinares de *P. nigra*).

Después de controlar por la distancia de las observaciones a los transectos (estimador del parámetro = -1,328, E.E. = 0,237, $z = -5,608$, $p < 0,001$), la detección de los picamaderos fue más probable en zonas arboladas que en zonas no arboladas (estimador del parámetro = 2,552, E.E. = 1,008, $z = 2,530$, $p = 0,011$), mientras que la altitud no tuvo una influencia significativa (estimador del parámetro = -0,117, E.E. = 0,224, $z = -0,521$, $p = 0,603$). Este modelo general de selección de hábitat tuvo un pseudo R^2 marginal de 0,489; es decir, el 48,9% de la variación en la probabilidad de detección de los picamaderos estuvo explicada por los tres factores fijos o variables explicativas.

El segundo modelo de selección del hábitat, desarrollado exclusivamente a partir de variables estructurales en áreas arboladas, tuvo un pseudo R^2 marginal de 0,381. Después de controlar por la distancia de las observaciones a los transectos (estimador del parámetro = -1,291, SE = 0,240, $z = -5,386$, $p < 0,001$), la detección de los picamaderos fue más probable en zonas arboladas con mayor fracción de cabida cubierta (estimador del parámetro = 0,644, SE = 0,336, $z = 1,915$, $p = 0,056$). Además, las detecciones de picamaderos fueron mayores de las esperadas de acuerdo a su disponibilidad en fustales comparados a latizales (estimador del parámetro = -1,205, SE = 0,607, $z = -1,984$, $p = 0,047$). Comparaciones a posteriori mediante test de Tukey no mostraron diferencias en la probabilidad de detección de los picamaderos entre otros estados de desarrollo de las masas (todos los valores de $p > 0,2$).

Por último, después de controlar por la distancia de las observaciones a los transectos (estimador del parámetro = -1,306, E.E. = 0,237, $z = -16,190$, $p < 0,001$), el tercer modelo de selección de hábitat no reveló un efecto significativo del tipo de vegetación (todos los valores de $p > 0,1$, figura 5).

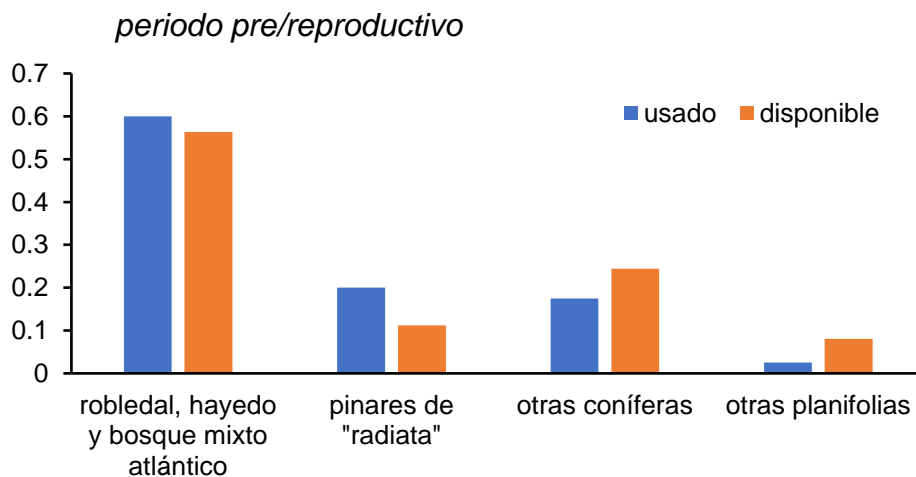


Figura 5. Proporción de localizaciones usadas y disponibles en el periodo pre-reproductivo y de inicio de la reproducción (febrero-abril de 2018 y 2019) en cada tipo de vegetación. Para facilitar los análisis, los tipos de vegetación fueron agrupados y categorizados en bosques planifolios potenciales para la anidación de los picamaderos (roble, hayedo y bosque mixto atlántico), pinares de *Pinus radiata*, forestas compuestas de otro tipo de coníferas y forestas compuestas por otro tipo de planifolias.

3.2. Reproducción

Todos los 8 nidos encontrados en 2018 y 2019 sacaron al menos un pollo (media = 2,1 pollos, rango = 1-3). De los 13 pollos marcados unos días antes del abandono del nido, tan sólo tres fueron machos (23,1%). En sus últimos días en el nido entre mediados de mayo y mediados de junio, los pollos pesaron en promedio 234 gramos (rango = 210-265).

3.3. Supervivencia, movimientos, uso y selección del hábitat de los juveniles

3.3.1. Supervivencia y movimientos

De los 13 juveniles radioseguidos desde su salida del nido en 2018 y 2019, en seis casos encontramos signos de depredación por ave (4) o mamífero (2) en las primeras 8 semanas después del primer vuelo (5 casos en las primeras 4 semanas). Un individuo fue encontrado muerto a las cuatro semanas sin signos de depredación evidentes, por lo que no se puede descartar que hubiera fallecido por inanición o enfermedad. En 4 casos encontramos el emisor a las 2-8 semanas sin rastros evidentes de depredación, por lo que no podemos descartar su desprendimiento. En otro caso, la señal de radio se perdió a los tres días de salir del nido, sugiriendo un probable fallo técnico del emisor. En el caso restante una hembra sobrevivió hasta el final de la vida del emisor en diciembre, coincidiendo con los seis meses posteriores a su marcaje (véase la figura 6).

En dos de los 13 casos, las aves sobrevivieron al menos hasta la época de fuerte exploración fuera del área natal, lo que sucedió en ambos casos a finales de agosto (anexo II). Se trata de dos hembras nacidas en el mismo nido que abandonaron éste el 15 de junio de 2018, pero mientras que la número 8 falleció posiblemente depredada por ave a los pocos días de comenzar la dispersión, su hermana (número 7) alternó tres periodos de varias semanas con movimientos exploratorios habitualmente largos (superiores a 1,5-2 km) con dos periodos de “descanso” relativo de aproximadamente una semana cada periodo en los que se movió unos pocos cientos de metros (anexo II).

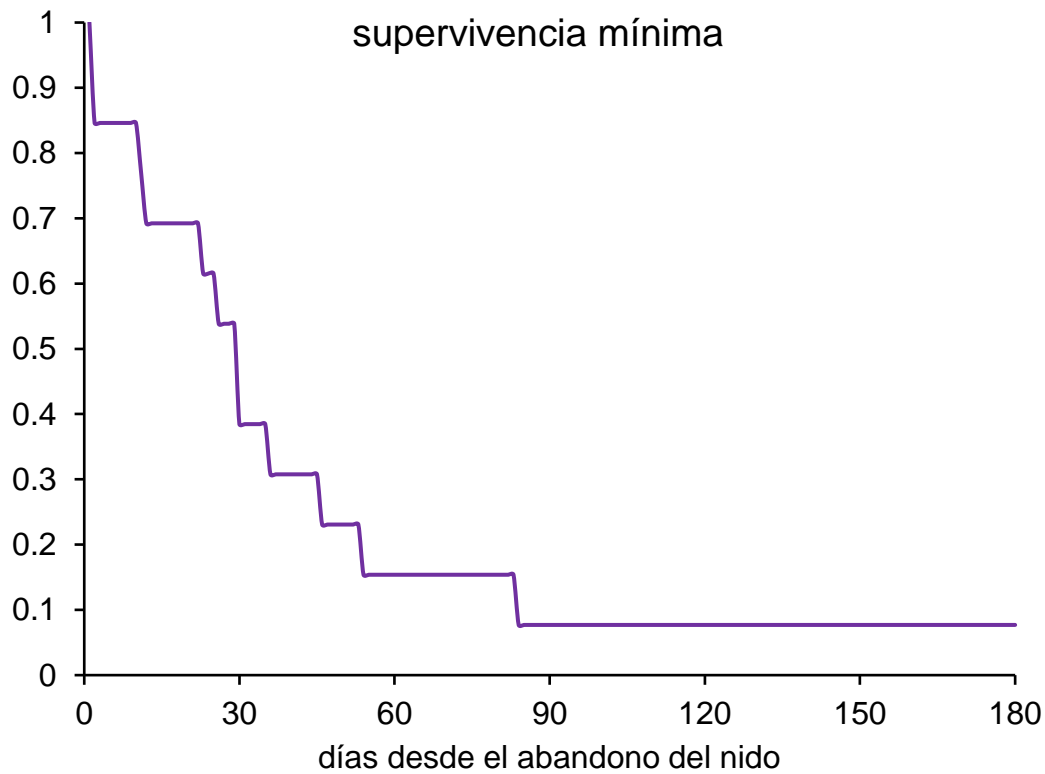
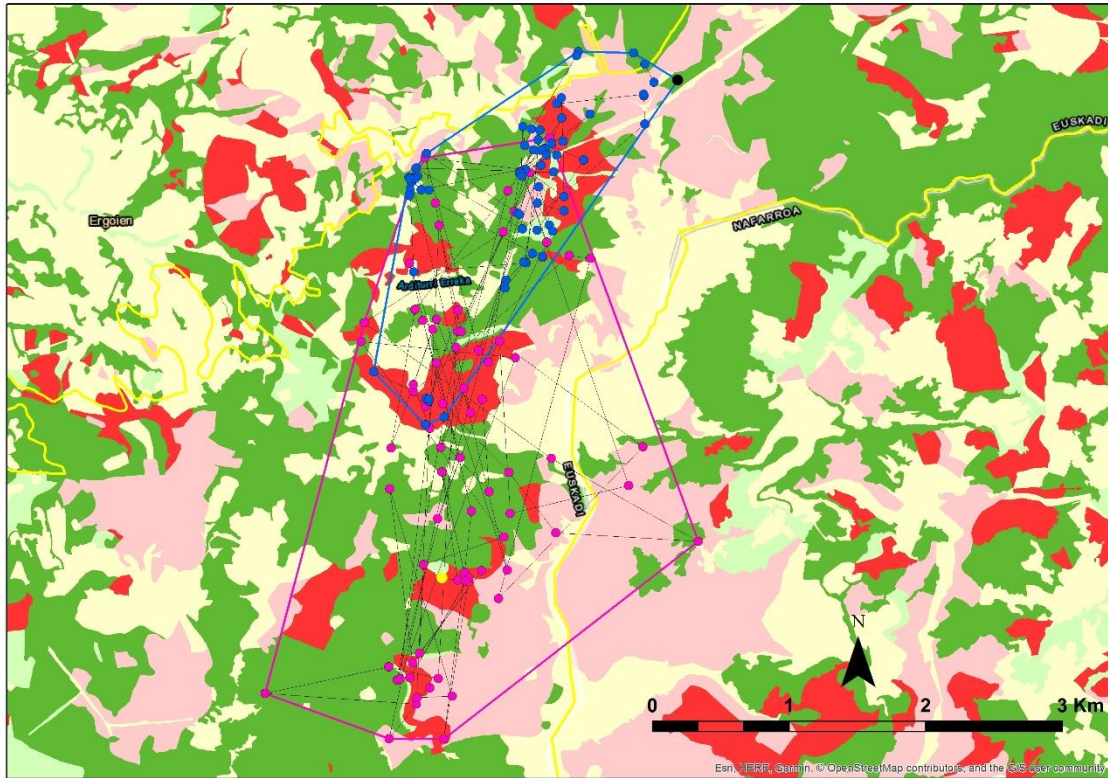


Figura 6. Supervivencia mínima aparente (en proporción) de los juveniles desde el día de abandono del nido natal (día 1) hasta el final del estudio de radioseguimiento. Nótese el importante descenso de la supervivencia en los primeros dos meses, coincidente con el periodo previo a la emigración/dispersión permanente.

Durante el periodo pre-exploratorio, los 13 juveniles se movieron en promedio 350 metros entre localizaciones consecutivas (rango = 1-1 466, $n = 279$ steps) y 1 034 metros (rango = 14-3125) desde los nidos natales (figura 7, anexo II). Después del comienzo del periodo exploratorio, las dos hembras juveniles se movieron en promedio 1 241 metros entre localizaciones consecutivas (rango = 98-7 326, $n = 88$ steps) y se localizaron a 2 931 metros (rango = 227-5 404) desde su nido natal (figura 7, anexo II).



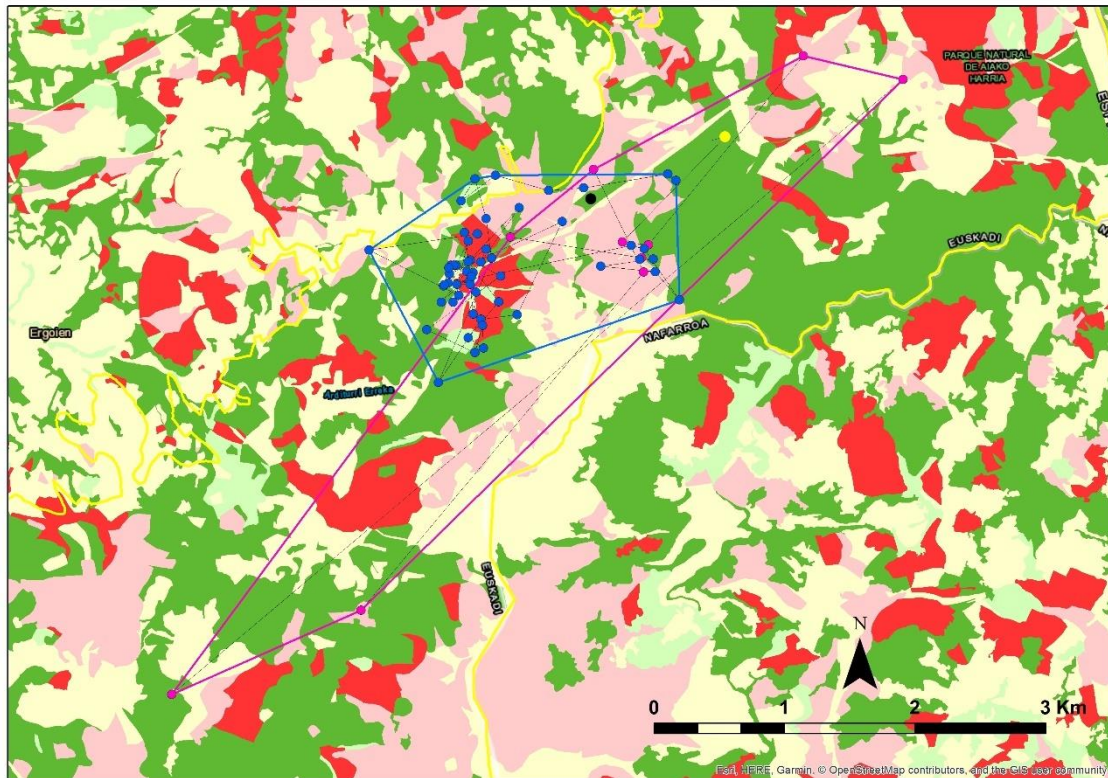
LEYENDA

- Nido
- Localizaciones Estado de asentamiento
- Localizaciones Estado exploratorio
- Última localización
- Trayectorias entre localizaciones
- MCP100 Estado de asentamiento
- MCP100 Estado exploratorio
- Límite Parque Natural Aiako Harria

Tipos de vegetación

- Robledales, hayedos y bosque mixto atlántico
- Otras frondosas
- Pinar de pino radiata
- Otras coníferas
- Sin formación arbolada

Figura 7. Trayectorias de las hembras número 7 (arriba) y número 8 (abajo) en relación a los tipos de vegetación (definidos acorde a las especies dominantes) durante el periodo correspondiente al estado comportamental pre-exploratorio (de asentamiento o acampada) y el periodo más exploratorio desde el inicio de la dispersión natal. Se indican también los mínimos polígonos compuestos (MCP) que incluyen las localizaciones para cada estado comportamental.



3.3.2. Uso y selección del hábitat durante el periodo pre-exploratorio

Los tipos de vegetación mas usados fueron las coníferas (77 observaciones catalogadas como “otras coníferas” y 72 observaciones en pinares de *P. radiata*, $n = 279$ observaciones totales), seguido por bosques mixtos de planifolias (49), robledales autóctonos y alóctonos (46), otras frondosas (15), hayedos (10) y áreas clasificadas como no arboladas (10 observaciones en arbustedos y pastizales). La fracción de cabida cubierta media en zonas arboladas fue del 87% (rango = 20-100). Las forestas tuvieron un grado de desarrollo categorizado mayoritariamente como “fustal” (80,0% de los casos, latizal: 16,4%, monte bravo: 1,8%, repoblado: 1,8%).

Durante el periodo pre-exploratorio, los picamaderos juveniles seleccionaron preferentemente zonas arboladas (estimador del parámetro = 1,763, Error Estándar E.E. = 0,310, $z = 5,692$, $p < 0,001$). Este modelo general de selección de hábitat tuvo un pseudo R^2 marginal de 0,121. El segundo modelo de selección del hábitat, desarrollado exclusivamente a partir de variables estructurales en áreas arboladas, no mostró una influencia significativa de la fracción de cabida cubierta (estimador del parámetro = 0,127, E.E. = 0,092, $z = 1,385$, $p = 0,166$) ni del estado de desarrollo del arbolado (todos

los valores de $p > 0,2$ para las comparaciones dos a dos mediante el test de Tukey), y tuvo un pseudo R^2 marginal de 0,007. El tercer modelo de selección del hábitat no mostró una preferencia significativa por ningún tipo de vegetación (todos los valores de $p > 0,3$ para las comparaciones dos a dos mediante el test de Tukey; figura 8) y tuvo un pseudo R^2 marginal de 0,001.

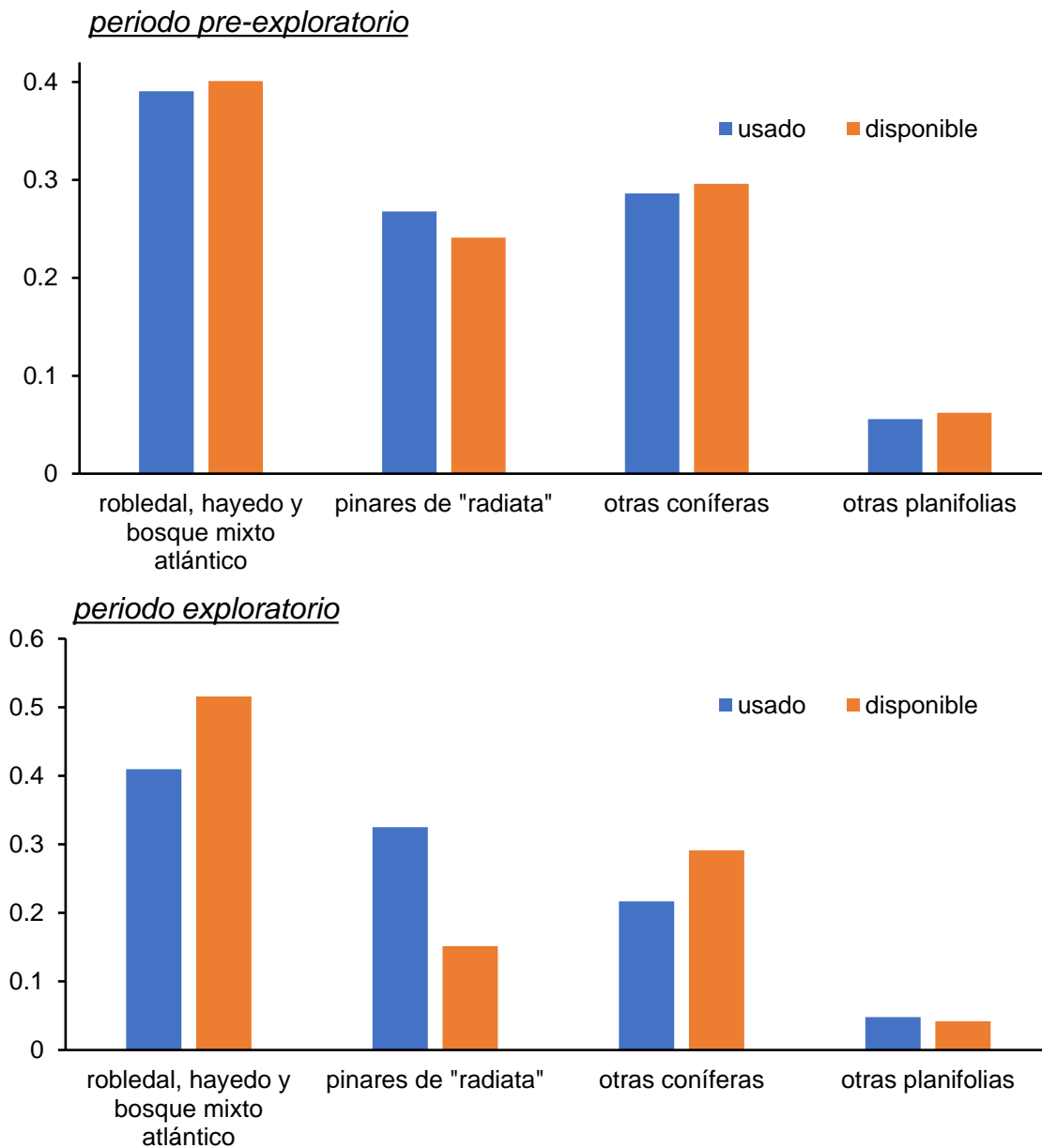


Figura 8. Proporción de localizaciones usadas y disponibles para cada periodo comportamental en cada tipo de vegetación. Para facilitar los análisis, los tipos de vegetación fueron agrupados y categorizados en bosques planifolios potenciales para la anidación de los picamaderos (robledal, hayedo y bosque mixto atlántico), pinares de *Pinus radiata*, forestas compuestas de otro tipo de coníferas y forestas compuestas por otro tipo de planifolias.

3.3.3. Uso y selección del hábitat durante el periodo exploratorio

Los tipos de vegetación más usados fueron los pinares de *P. radiata* (27 de 88 observaciones totales), seguido por otras coníferas (18), hayedos (16), bosques mixtos de planifolias (10), robledales autóctonos y alóctonos (8), áreas clasificadas como no arboladas (5 observaciones en arbustados y pastizales) y otras frondosas (4). La fracción de cabida cubierta media en zonas arboladas fue del 86% (rango = 60-100). Las forestas tuvieron un grado de desarrollo mayoritariamente categorizado como “fustal” (81,9% de los casos, latizal: 16,9%, monte bravo: 1,2%, repoblado: 0,0%).

Durante el periodo exploratorio, el modelo general de selección de hábitat mostró una preferencia general de los picamaderos juveniles por las zonas arboladas (estimador del parámetro = 1,805, E.E. = 0,462, $z = 3,908$, $p < 0,001$, pseudo R^2 marginal = 0,162). El modelo de estructura del arbolado no mostró una influencia significativa de la fracción de cabida cubierta (estimador del parámetro = 0,002, E.E. = 0,158, $z = 0,015$, $p = 0,988$) ni del estado de desarrollo del arbolado (todos los valores de $p > 0,3$ para las comparaciones dos a dos mediante el test de Tukey). Por último, encontramos una preferencia por los pinares de *P. radiata* frente a los bosques planifolios típicos para la cría del picamaderos (hayedos, robledales y bosques mixtos de frondosas; test de Tukey: estimador del parámetro = 1,000, E.E. = 0,260, $z = 3,842$, $p < 0,001$) y frente a las forestas compuestas por otro tipo de coníferas (test de Tukey: estimador del parámetro = 1,061, E.E. = 0,307, $z = 3,457$, $p = 0,003$) (figura 8). No encontramos otras preferencias significativas para los demás tipos de vegetación (todos los valores de $p > 0,6$ para las comparaciones dos a dos mediante el test de Tukey). El modelo de selección de los tipos de vegetación tuvo un pseudo R^2 marginal de 0,040.

DISCUSIÓN

En el ámbito del proyecto Interreg POCTEFA – Habios, estudiamos la selección de hábitat de los picamaderos negros en el Parque Natural de Aiako Harria mediante transectos en el periodo (pre)reproductor y seguimiento telemétrico con emisores VHF de 13 juveniles en el periodo posterior al primer vuelo. Incluso teniendo en cuenta que los tamaños muestrales son limitados, para nuestro conocimiento el set de datos recogido en este proyecto supone uno de los más completos en lo que respecta a supervivencia, movimientos y selección del hábitat de aves juveniles de pequeño-mediano tamaño en Europa. Además, se trata del primer estudio en el que al menos dos juveniles de picamaderos han sido seguidos durante meses, lo que ha permitido conocer de primera mano los movimientos y el uso del hábitat en un periodo crítico y profundamente desconocido del ciclo vital de estas y muchas otras aves.

4.1. Reproducción

El elevado éxito en la reproducción de los picamaderos en Aiako Harria (100% de 8 nidos con al menos un pollo voladero) coincide con el elevado éxito reproductivo encontrado en otros estudios previos, tanto de la misma especie (80% en promedio y rango de 55% a 96% en 12 estudios, véase la revisión de Pasinelli 2006) como de otros pícidos europeos (Pasinelli 2006), quizás porque el hecho de criar en cavidades provee de cierta protección frente a la depredación (Robles et al. 2008).

Cabe resaltar que sólo el 23,1% de los pollos capturados fueron machos. Aun teniendo en cuenta el bajo tamaño de muestra (13 pollos), el sex ratio de los pollos parece estar considerablemente sesgado hacia las hembras. La proporción de machos entre los pollos de Aiako Harria también es considerablemente inferior al 47% de machos entre los pollos de picamaderos negros en la frontera danesa con Alemania (Kunzmann et al. 2008). Además, en general los pollos tuvieron un peso ligeramente inferior en Aiako Harria comparado a los pollos de la misma edad en Dinamarca (234 vs. 251 gramos en promedio, rangos = 210-265 vs. 210-300 reportados en el presente estudio y en Kunzmann et al. 2008, respectivamente). El número de pollos también fue inferior en Aiako Harria frente a otras poblaciones europeas (promedio de 2,1 pollos por nido frente a los 3,3 reportados por Pasinelli 2006). En conjunto, estos resultados sugieren

que una baja disponibilidad de alimento en Aiako Harria en 2018 y 2019 respecto a otras poblaciones puede llevar a un menor número de pollos, en especial de machos, que por su mayor peso corporal (Kunzmann et al. 2008) podrían ser más costosos de producir en condiciones de escasez trófica. Dicha baja disponibilidad de alimento puede deberse a una baja calidad de los hábitat en Aiako Harria y/o a un efecto de las anualidades de estudio (i.e., 2018 y 2019). No obstante, el reducido tamaño muestral en el cálculo de los parámetros anteriores no permite extraer conclusiones claras sobre la hipótesis de una baja disponibilidad trófica, lo que requeriría de un estudio en mayor profundidad, tanto sobre la condición y el número de pollos como del comportamiento de forrajeo y de aprovisionamiento de alimento a los nidos por parte de los adultos.

4.2. Supervivencia

La supervivencia mínima aparente de las aves en los seis meses de duración de los emisores fue del 7,7%, mientras que la supervivencia máxima aparente considerando aquellos casos para los que no pudimos confirmar su estatus (ej. fallo del emisor, emisor encontrado sin signos evidentes que delaten depredación) fue del 46,2%. El intervalo de supervivencia aparente (7,7% -46,2%) sugiere, incluso en el mejor de los escenarios, una alta mortalidad juvenil, especialmente en el periodo previo a la emigración o dispersión permanente, lo que concuerda con lo observado para otras especies de aves de pequeño a mediano tamaño (véase la revisión de Naef-Daenzer & Gruebler 2016). No obstante, aunque esté dentro del rango observado para otras especies, la supervivencia aparente en el área de estudio se encuentra entre los valores más bajos descritos en aves juveniles, si bien el pequeño tamaño de muestra hace que tengamos que tomar estos datos con precaución.

La baja supervivencia juvenil desde el abandono del nido hasta diciembre en Aiako Harria también es consistente con la baja tasa de reclutamiento de los juveniles en la población de picamaderos danesa, donde sólo entre el 11% (calculado por Pasinelli 2006 a partir de los datos en Christensen 2002) y el 18% de los juveniles son reobservados en años sucesivos (Christensen, comunicación personal). No obstante, los datos de ambas poblaciones son difícilmente comparables debido a las diferencias en los métodos

usados y a variaciones en cuanto a la superficie y composición de las áreas de estudio. A priori la elevada fragmentación del hábitat (sólo 7% del área compuesto por bosques) y los relieves suaves en Dinamarca hacen que la probabilidad de reobservación y recaptura de aves anilladas a lo largo de decenas de kilómetros sea mayor que en Aiako Harria, donde el área es eminentemente forestal y de difícil acceso debido al relieve montañoso.

Los motivos de la aparente elevada mortalidad juvenil no están claros. En otras aves de pequeño tamaño, pícidos incluidos, los juveniles con menor peso corporal son más proclives a perecer depredados o por enfermedad o inanición (véase por ejemplo el caso del pico mediano en Robles et al. 2007). Hipotéticamente, el bajo peso corporal de los juveniles de picamaderos en Aiako Harria (véase el apartado 4.1 sobre reproducción) puede hacerles vulnerables frente a estas presiones de selección. Como hemos visto en el apartado 4.1, una causa potencial del bajo peso corporal de los juveniles podría ser una baja calidad de los hábitats en Aiako Harria.

4.3. Movimientos y dispersión

Los movimientos de 13 individuos durante el periodo pre-exploratorio, habitualmente de cientos de metros, fueron considerablemente inferiores a los de las dos hermanas supervivientes durante el periodo más exploratorio, que llevó a estas aves a alejarse varios kilómetros del nido natal (movimientos incluso superiores a 7 km entre localizaciones sucesivas y más de 5 km del nido natal). Este incremento en la velocidad y longitud de los movimientos se produjo en ambos casos a finales de agosto (anexo II). En general, las distancias máximas recorridas durante el periodo exploratorio correspondiente con parte de la dispersión natal (desde el lugar de nacimiento al primer sitio de cría) en Aiako Arria (<6 km) son muy inferiores al promedio de 16 km reportado por Christensen (2002) como distancias de dispersión natal en Dinamarca. Estas diferencias pueden deberse a la elevada fragmentación del hábitat del área de estudio danés, lo que hace probable que las distancias de dispersión sean superiores.

El bajo tamaño de muestra en este estudio no permite hacer generalizaciones sobre el patrón de dispersión en Aiako Harria. Mientras que la hembra “7” se alejó paulatinamente del nido en el periodo previo a la exploración más acusada, su hermana “8” se mantuvo a una distancia más constante en este periodo (anexo II). No obstante, en ambos casos se produjo un primer cambio repentino en la velocidad (de cientos de metros a varios kilómetros, véase las gráficas inferiores del anexo II) a finales de agosto. Además, la hembra superviviente realizó dos cambios más en la velocidad en octubre-diciembre, lo que llevó incrementar la distancia de dispersión natal.

Aun volviendo a señalar las limitaciones debidas al bajo tamaño muestral, este patrón de dispersión repentino a modo de saltos rápidos ('jumps'), coincide a grandes rasgos con los resultados de los escasos estudios detallados de movimientos en aves de pequeño a mediano tamaño, desde el amenazado pico carpintero de cresta roja (*Leuconotopicus borealis*) del sureste estadounidense (Kesler et al. 2010), al mochuelo europeo (*Athene noctua*) y la lechuza común (*Tyto alba*) en Centroeuropa, o el pico mediano (*Dendrocoptes medius*) en la Cordillera Cantábrica (Robles et al. 2019b, Gruebler et al. 2019) y en el Parque Natural de Izki (Robles et al. 2019a). Una de las hipótesis que puede explicar este patrón de dispersión es que los movimientos de exploración y emigración rápidos a modo de saltos sean un mecanismo comportamental que permite a las aves escapar de las condiciones ambientales natales (alta competencia intraespecífica, etc.) mientras que se reducen los costes de moverse en nuevos ambientes donde los riesgos también son elevados (baja disponibilidad de alimento, alta probabilidad de depredación, etc.) (Bonte et al. 2012, Robles et al. 2019b). De cualquier modo, para probar esta hipótesis serían necesarios más estudios que determinasen las consecuencias de la variación en los patrones de movilidad y dispersión sobre la eficacia biológica (supervivencia, fecundidad) a corto y largo plazo.

4.4. Uso y selección del hábitat

4.4.1. Uso y selección del hábitat de los adultos

Los resultados confirman la especialización de los adultos de picamaderos negro por áreas arboladas bien desarrolladas a modo de fustales. Este resultado concuerda con

aquéllos de Gil-Tena et al. (2010) que sugieren una fuerte influencia de la madurez de los bosques en la colonización de los picamaderos en Cataluña.

Uno de los resultados más llamativos es la ausencia de asociación estadística significativa entre la detección de los picamaderos en el periodo (pre)cría y el tipo de vegetación definido conforme a la especie vegetal dominante. Este hecho puede deberse a los siguientes factores: (i) reducido número de observaciones directas de picamaderos (n = 41) combinado con (ii) una altísima heterogeneidad en cuanto a tipos de vegetación y su distribución en Aiako Harria, y/o (iii) a una alta disponibilidad de los ambientes preferidos por la especie, lo que reduciría la capacidad de encontrar una selección positiva, aunque estos ambientes sean vitales para la reproducción y/o la supervivencia de la especie. A continuación, discutimos la importancia potencial de los tipos de vegetación en base a este último punto y a los valores totales de su uso.

Cabe resaltar que todos los nidos activos de picamaderos negro en Aiako Harria han sido encontrados en hayedos y robledales “maduros” (fustales) (Olano et al. 2015, presente trabajo). En este estudio, el 60% de las detecciones fueron recogidas precisamente en estos bosques planifolios con potencialidad para albergar árboles para la anidación, entre los que destacan un 22,5% de observaciones en hayedos, otro 22,5% en robledales de roble americano y un 12,5% en robledales de roble pedunculado. Los hayedos y los robledales son por tanto la base del hábitat de cría de los picamaderos, lo que concuerda con los resultados en regiones templadas y mediterráneas del área de distribución de los picamaderos, desde la Cordillera Cantábrica y la península itálica hasta Irán o Japón pasando por buena parte de Europa Central, donde los bosques planifolios, especialmente hayedos, son los usados para la reproducción por el picamaderos negro (Fenández & Azkona 1996, Simal & Herrero 2003, Garmendia et al. 2006, Bocca et al. 2007, Mahoro et al. 2007, 2008, Kosinski et al. 2010, Zahner et al. 2012, Pirovano & Zecca 2014, De Rosa et al. 2016, Karimi et al. 2017, Andradas et al. 2019). El uso de este tipo de bosques puede estar asociado a la presencia de fustes rectos con poco ramaje donde poder albergar las cavidades de cría, siendo las hayas y los robles las especies que presentan con mayor frecuencia este tipo de estructuras (Puverel et al. 2019). El elevado porcentaje cubierto por los bosques planifolios potenciales para albergar árboles para

la anidación (56% de las localizaciones aleatorias alrededor de los transectos) sugieren que el Parque Natural tiene una buena representación de las zonas arboladas donde los picamaderos pueden instalar sus cavidades de cría. No obstante, la preservación e incluso la expansión de este tipo de bosque es esperable que tenga un efecto positivo sobre el número de parejas reproductoras en Aiako Harria. En conclusión, los resultados de este estudio son consistentes con la idea de que los picamaderos requieren, para su reproducción, de fustales de planifolias (principalmente hayedos y robledales) con buen grado de desarrollo.

Mientras el 20% de las observaciones directas de adultos durante los transectos se localizaron en pinares de *P. radiata*, el 11% de las localizaciones aleatorias alrededor de los transectos se ubicaron en este tipo de plantaciones. No obstante, cabe resaltar que en los análisis hemos controlado por la distancia de detección, lo que podría explicar por qué estas plantaciones no fueron estadísticamente seleccionadas a pesar del aparente elevado uso relativo que reflejan los datos en bruto. Este resultado contrasta con la selección negativa de los pinares de *P. radiata* por los picamaderos adultos en la provincia de Gipuzkoa (Olano et al. 2015). En cualquier caso, mientras que en Aiako Harria no encontramos evidencias de una selección positiva de los pinares de *P. radiata* durante el periodo de cría, el uso relativamente elevado de estas plantaciones sugiere que tampoco podemos descartar que este tipo de masa arbolada no tenga relevancia como hábitat para la búsqueda de alimento. Esto es especialmente relevante dada la alta infestación de estos árboles por plagas fúngicas (Cantero 2019), lo que puede haber incrementado, al menos temporalmente, la cantidad de hormigas carpinteras y de larvas de coleópteros xilófagos que sirvan de alimento a los picamaderos. De hecho, la asociación entre plagas de coleópteros xilófagos y el aumento en la abundancia de pájaros carpinteros está bien documentada en Norte América (véase por ejemplo Saab et al. 2019). Sin embargo, desconocemos cómo los picamaderos pueden responder numéricamente, bien mediante alteraciones demográficas o a través de cambios comportamentales, a la incidencia de estas plagas.

4.4.2. Uso y selección del hábitat de los juveniles

Al igual que los adultos reproductores, los juveniles también mostraron una preferencia por las zonas arboladas, tanto en las inmediaciones del área natal como después de comenzar el periodo exploratorio más allá de la misma. Sin embargo, al contrario que los adultos, los juveniles no mostraron una preferencia significativa por bosques estructuralmente “maduros” (fustales con altas fracciones de cabida cubierta), lo que puede explicarse (i) por una menor capacidad selectiva de los juveniles debido a su menor experiencia, (ii) por no requerir fustes de gran porte como precisan los adultos para anidar y/o (iii) por no requerir de fustes de gran porte como sustrato para la búsqueda de alimento en el periodo posterior a la anidación. No obstante, los juveniles también usaron mayoritariamente fustales (>80% de las observaciones) con valores elevados de fracciones de cabida cubierta (valores promedio superiores al 80%), tanto en el periodo pre-exploratorio como en el periodo exploratorio más allá del área natal, por lo que no podemos excluir una elevada importancia de las estructuras boscosas asociadas a la madurez del arbolado. De hecho, la ausencia de preferencia estadísticamente significativa por bosques estructuralmente “maduros” puede deberse al hecho de que la disponibilidad de este tipo de bosques (fustales con altas fracciones de cabida cubierta) fue elevada en las áreas disponibles para los juveniles, por lo que un uso poco selectivo no estaría necesariamente unido a una baja importancia de este tipo de ambientes.

Durante el periodo pre-exploratorio en las inmediaciones del área natal, los juveniles no tuvieron una preferencia por tipos de vegetación determinados, mientras que en el periodo exploratorio encontramos una preferencia significativa por los pinares de *P. radiata*. No obstante, aunque estadísticamente significativas, el bajo valor de R^2 marginal del modelo (0.04) sugiere que las diferencias en cuanto a la selección de los tipos de vegetación en el periodo exploratorio son más bien reducidas; es decir, el tamaño del efecto no parece ser especialmente elevado y, por tanto, no podemos concluir una fuerte preferencia por los pinares de *P. radiata* sobre otros tipos de vegetación. Aun así, el uso relativamente elevado de estas plantaciones por los juveniles (>25% de las observaciones en ambos periodos) sugiere que tampoco podemos excluir

una importancia elevada de los pinares de *P. radiata* para los juveniles en el periodo de abandono de los nidos y posterior dispersión. Otra hipótesis alternativa que puede ayudar a explicar la preferencia por los pinares de *P. radiata* con respecto a los bosques de planifolias (hayedos, robledales, bosque atlántico mixto) en el presente estudio es que los adultos territoriales hayan excluido de estos bosques a los juveniles, los cuales pueden verse forzados a usar pinares de *P. radiata* en mayor proporción de la que sería deseable. La importancia de cada tipo de vegetación para adultos y juveniles sigue siendo, por tanto, una incógnita, si bien los resultados que aquí se muestran pueden representar un buen punto de partida para futuros estudios que ahonden en esta temática.

Globalmente, el uso de una amplia variedad de tipos de vegetación, unido a la (en general) baja preferencia por tipos de vegetación determinados sugiere que, al igual que los adultos, los juveniles de picamaderos negro pueden tener cierta flexibilidad en el uso del hábitat. Esta flexibilidad fenotípica puede explicar, al menos parcialmente, la rápida y exitosa expansión del picamaderos negro en Europa Occidental en general y en el País Vasco en particular (Mikusinski 1995, Mikusinski & Angelstam 1997, Gainzarain & Fernández-García 2013).

4.5. Implicaciones para la gestión y conservación de los picamaderos

Las estrategias de gestión forestal que pretendan mejorar el hábitat de cría de los picamaderos deberían ir encaminadas a favorecer el desarrollo en madurez de las masas arboladas, en especial de fustales de planifolias (principalmente hayedos y robledales), dada su capacidad para proveer de fustes potenciales para albergar cavidades de cría. Con este fin, las medidas de gestión deberían (i) evitar las talas de fustales y (ii) favorecer la transición de latizales a fustales. Las acciones encaminadas a la transformación de latizales en fustales dependerán del tipo de masa arbórea, pero a rasgos generales deberían evitarse las talas excesivas que no permitan o frenen el desarrollo del arbolado (ej. cortas a hecho, cortas selectivas de los árboles más desarrollados, etc.). Otra medida que podría favorecer la rápida transición de latizales a fustales, dependiendo del tipo de masa, son las cortas selectivas de los árboles menos desarrollados en las proximidades

de los mejores pies, lo que reduciría la competencia y favorecería el crecimiento de los fustes de mayor tamaño (Fuller & Robles 2018).

Aunque los juveniles no mostraron una preferencia significativa por bosques estructuralmente “maduros”, el uso mayoritario de fustales con altas fracciones de cabida cubierta sugiere que estas medidas de gestión dirigidas a favorecer el desarrollo en madurez de las masas forestales también pueden tener un efecto positivo sobre la protección de los hábitats de los juveniles en el periodo posterior al abandono del nido.

El uso similar de múltiples tipos de vegetación (coníferas y planifolias de especies alóctonas y autóctonas) por adultos reproductores y juveniles, y la ausencia de una preferencia clara hace que sea complicado extraer conclusiones certeras para la gestión en cuanto a qué tipos de masas arboladas concretas son interesantes para la especie. Tal vez incluso el uso de diferentes tipos de vegetación provea a los picamaderos de una gama de recursos (alimento, refugio, etc.) complementarios a los que poder acceder. Por este motivo, con el conocimiento actual quizás lo más conveniente sea recomendar medidas de gestión encaminadas a favorecer la preservación y la madurez de los tipos de vegetación usados con mayor frecuencia, lo que incluiría principalmente hayedos, robledales, bosques mixtos de planifolias, pinares de *P. radiata* y otras plantaciones de coníferas (alerce, abeto de Douglas, píceas europea y pinares de *P. nigra*).

Los altos requerimientos de área asociados en parte con la elevada movilidad de los juveniles, especialmente durante el periodo exploratorio que incluye parte de la dispersión natal, sugiere que la conservación de los picamaderos a nivel poblacional puede requerir de unidades de gestión de un tamaño considerable. A modo de ejemplo, con un número de territorios reducido y unos requerimientos de área considerables, seguramente la supervivencia de la porción poblacional del Parque Natural dependa de la llegada de inmigrantes capaces de renovar la población mediante la sustitución de los individuos territoriales que perecen. Aun sin poder ofrecer datos cuantitativos exactos en cuanto a demandas de área por parte de los picamaderos reproductores y de los juveniles debido a los reducidos tamaños muestrales, las unidades de gestión para la

conservación de las poblaciones deberían considerar de, al menos, varias decenas de territorios reproductores.

Por último, los bajos tamaños muestrales usados en los cálculos de algunos parámetros, tales como el supuesto bajo peso corporal de los juveniles, el sex ratio sesgado hacia las hembras (de menor peso que los machos), el bajo número de pollos por nido y la baja supervivencia de los juveniles, sugieren que es necesario un mayor seguimiento de estos parámetros demográficos para comprender su influencia en la dinámica poblacional de los picamaderos negros de Aiako Harria, lo que redundará en medidas de gestión y conservación más efectivas.

4.6. Líneas de investigación para mejorar el conocimiento sobre la gestión forestal y la conservación de los picamaderos en Aiako Harria

Teniendo en cuenta los resultados de este proyecto, y con el fin de mejorar el conocimiento en el uso y selección del hábitat, serían interesantes las siguientes líneas de investigación:

- 1.- Mantener el sistema de transectos en Aiako Harria. A medio y largo plazo el seguimiento de la población a través de los transectos es seguramente la manera menos costosa y más eficaz para ver cambios en la dinámica poblacional y en el uso del hábitat que, eventualmente, puedan asociarse a cambios en la gestión forestal del Parque Natural.
- 2.- Ampliar el sistema de transectos a otras zonas de Gipuzkoa relativamente adyacentes a Aiako Harria pero que presenten una distribución de los tipos de vegetación diferente en cuanto a heterogeneidad de especies y parcheado de las masas boscosas. Esto permitiría incrementar considerablemente el conocimiento del uso y la selección del hábitat mediante la comparación con otros paisajes más homogéneos que el caso particular de Aiako Harria. En concreto, los parques naturales de Aralar y Aizkorri-Aratz cumplen estos criterios.

- 3.- Seguimiento mediante telemetría de alta precisión espacial y temporal de los adultos durante el periodo (pre)reproductor y de los juveniles en el periodo posterior al primer vuelo. No obstante, es importante señalar que la tecnología vigente disponible todavía no permite hacer un seguimiento con la precisión espacial y temporal (una localización cada pocos minutos) requerida para este tipo de estudios, sobre todo si no es posible recapturar. Incluso los emisores GPS tienen errores de localización muy elevados en zonas boscosas y montañosas, donde la recarga de batería solar es, además, poco viable. En el caso de reproductores se podrían establecer estaciones base de descargado de datos para incrementar la duración de la batería de los emisores, pero estas estaciones son muy costosas y no solventan el problema de la precisión de las localizaciones. Además, la captura de los adultos en dormideros invernales y nidos de Aiako Harria parece poco viable con las técnicas usadas por los expertos daneses, por lo que habría que capturar a las aves en el periodo pre-reproductivo de máxima respuesta territorial, tal vez mediante el uso de *playback* de las vocalizaciones para intentar atraer a los picamaderos a redes de “niebla” en altura. Al igual que para los transectos, la ampliación del área de estudio con el fin de incrementar los tamaños muestrales en ambientes forestales y paisajísticos con diversidad diferencial respecto a Aiako Harria, mejoraría considerablemente nuestro conocimiento sobre la selección de hábitat de adultos y juveniles.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDRADAS, M.K., ARIZAGA, J. & RODRÍGUEZ-PÉREZ. (2019). Species co-occurrence and environmental factors and their effect on the distribution of forest birds in mature forests, *Forestry: An International Journal of Forest Research*, <https://doi.org/10.1093/forestry/cpz032>
- ANGELSTAM, P. & MIKUSINSKI, G. (1994). Woodpecker assemblages in natural and managed boreal and hemiboreal forest — a review. *Annales Zoologici Fennici* 31(1): 157-172.
- BARTÓN, K. (2014). MuMIn: multi-model inference. R package version 1.12-2, <URL: <http://cran.r-project.org/web/packages/MuMIn/index.html>>.
- BATES, D., MAECHLER, M., BOLKER, B. & WALKER, S. (2015). Fitting linear mixed-effects models using lme4. *J. Stat. Softw* 67: 1–48.
- BOCCA, M., CARISIO, L. & ROLANDO, A. (2007). Habitat use, Home Ranges and Census Techniques in the Black Woodpecker *Dryocopus martius* in the Alps. *Ardea* 95(1): 17-29; <https://doi.org/10.5253/078.095.0103>
- BONTE, D, VAN DYCK, H, BULLOCK, J.M., COULON, A, DELGADO, M, GIBBS, M. et al. (2012). Costs of dispersal. *Biol. Rev.* 87: 290–312.
- CANTERO, A. (2019). Proyecto LIFE Healthy Forest. Informe final. Fundación Hazi. Arkaute. <https://www.hazi.eus/images/documentos/forestal/hforest.pdf>
- CRISTENSEN, H. (2002). Spredning af unge Sortspætter *Dryocopus martius* i forbindelse med indvandringen til Sønderjylland. *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 96: 161-167.
- CIUDAD, C., ROBLES, H. & MATTHYSEN, E. (2009). Postfledging habitat selection of juvenile middle spotted woodpeckers: a multi-scale approach. *Ecography* 32: 676-682.
- DEL HOYO, ELLIOT, A. & SARGATAL, J. (2002). Handbook of the Birds of the World, Volume 7, Jacamars to Woodpeckers. Lynx Edicions. 613pp.
- DE ROSA, D., ANDRIUZZI, W.S. & DI FEBBRARO, M. (2016). Breeding habitat selection of the Black Woodpecker *Dryocopus martius* L. in Mediterranean forests. *Avocetta* 40: 63–69.

- FERNÁNDEZ, C. & AZKONA, P. (1996). Influence of forest structure on the density and distribution of the White-backed Woodpecker *Dendrocopos leucotos* and Black Woodpecker *Dryocopus martius* in Quinto Real (Spanish western Pyrenees). *Bird Study* 43: 305-313.
- FULLER, R. & ROBLES, H. (2018). *Conservation strategies and habitat management for European forest birds*. Pages 455-507 in Mikusiński G, Roberge J-M, Fuller RJ, editors. *Ecology and Conservation of Forest Birds*. Cambridge University Press. DOI: 10.1017/9781139680363.
- GAINZARAIN, J.A. & FERNÁNDEZ-GARCÍA, J.M. (2013). Black woodpecker *Dryocopus martius* (L., 1758) recent range expansion leads to the coalescence of the two former distribution areas in northern Spain. *Munibe, Cienc. nat.* 61: 103-115.
- GARMENDIA, A., CÁRCAMO, S. & SCHWENDTNER, O. (2006). Forest management considerations for conservation of black woodpecker *Dryocopus martius* and white-backed woodpecker *Dendrocopos leucotos* populations in Quinto Real (Spanish Western Pyrenees). *Biodivers. Conserv.* 15: 1399-1415.
- GIL-TENA, A., BROTONS, L. & SAURA, S. (2010). Effects of forest landscape change and management on the range expansion of forest bird species in the Mediterranean region. *Forest Ecol. Manage.* 259: 1338-1346.
- GRÜEBLER, M., ROBLES, H. & ALMASI, B. (2019). *Natal dispersal displacement patterns in resident bird species: an interspecific comparison*. Abstracts book of the 12th European Ornithologists' Union Congress, p. 91. Cluj-Napoca, Romania.
- JAIN, A.K. (2010). Data clustering: 50 years beyond K-means. *Pattern Recognition Letters* 31: 651-666; <https://doi.org/10.1016/j.patrec.2009.09.011>
- JOHANSSON, K., NILSSON, S. & TJERNBERG, M. (1993). Characteristics and utilization of old Black Woodpecker *Dryocopus martius* holes by hole-nesting species. *Ibis* 135(4): 410-416.

- KARIMI, S., MORADI, H.V., REZAEI, H.R., BRAMBILLA, M. & GHADIMI, M. (2017). Fine-scale habitat use by Black Woodpecker *Dryocopus martius*: a year-round study in the Hyrcanian forest, Iran. *North-Western Journal of Zoology*: e171601.
- KOSINSKI, Z., BILINSKA, E., DEREZINSKI, J., JELEN, J. & KEMPA, M. (2010). The black woodpecker (*Dryocopus martius*) and the European beech (*Fagus sylvatica*) as keystone species for the stock dove (*Columba oenas*) in western Poland. *Ornis Polonica* 51: 1–13.
- KUNZMANN, G., MEYER, W., MEYER, B. & CHRISTENSEN, H. (2008). Über die postembryonale Entwicklung der Körpemasse beim Schwarzspecht *Dryocopus m. martius*. *Anzeiger des Vereins Thüringer Ornithologen*, 6: 55-66.
- MIKUSINSKI, G. (1995). Population trends in black woodpecker in relation to changes and characteristics of European forests. *Ecography* 18(4): 363–369; <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1995.tb00139.x>
- MIKUSINSKI, G. & ANGELSTAM, P. (1997). European woodpeckers and anthropogenic habitat change. *Die Vogelwelt* 118(5): 277-283.
- MICHELOT, T., LANGROCK, R. & PATTERSON, T.A. (2016). moveHMM: an R package for the statistical modelling of animal movement data using hidden Markov models. *Methods Ecol. Evol.* 7: 1308-1315; doi:[10.1111/2041-210X.12578](https://doi.org/10.1111/2041-210X.12578)
- NAEF-DAENZER, B. & GRÜEBLER, M.U. (2016). Post-fledging survival of altricial birds: ecological determinants and adaptation. *J. Field Ornithol.* 87: 227-250; doi:[10.1111/jof.12157](https://doi.org/10.1111/jof.12157)
- OLANO, M., AIERBE, T., BEÑARAN, H., HURTADO, R., UGARTE, J., URRUZOLA, A. et al. (2015). Black woodpecker *Dryocopus martius* (L., 1758) distribution, abundance, habitat use and breeding performance in a recently colonized region in SW Europe. *Munibe Cienc. Nat.* 63: 49–71.
- PASINELLI, G. (2006). Population biology of European woodpeckers species: a review. *Annales Zoologici Fennici* 43: 96-111.

- RAPPOLE, J. & TIPTON, A. (1991). New Harness Design for Attachment of Radio Transmitters to Small Passerines (Nuevo Diseño de Arnés para Atar Transmisores a Passeriformes Pequeños). *J. Field Ornithol.*, 62: 335-337.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM (2017). R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0. <http://www.R-project.org>
- ROBLES, H., CIUDAD, C. & PORRO, Z. (2019a). *Supervivencia, movimientos y selección del hábitat de los juveniles de pico mediano en el Parque Natural de Izki*. Informe científico-técnico para el Proyecto Interreg POCTEFA – Habios, 67 pp.
- ROBLES, H., CIUDAD, C., PORRO, Z., FATTEBERT, J., PASINELLI, G., TSCHUMI, M., VILA, M. & GRÜEBLER, M. (2019b). Individual characteristics and environmental factors associated with natal dispersal in fragmented habitats. Abstracts book of the 12th European Ornithologists' Union Congress, p. 89. Cluj-Napoca, Romania.
- ROBLES, H., CIUDAD, C., VERA, R. & BAGLIONE, V. (2007). No effect of habitat fragmentation on post-fledging, first-year and adult survival in the middle spotted woodpecker. *Ecography* 30: 685-694.
- ROBLES, H., CIUDAD, C., VERA, R., OLEA, P.P. & MATTHYSEN, E. (2008). Demographic responses of middle spotted woodpeckers (*Dendrocopos medius*) to habitat fragmentation. *The Auk* 125: 131-139.
- PIROVANO, A.R. & ZECCA, G. (2014) Black woodpecker *Dryocopus martius* habitat selection in the Italian Alps: implications for conservation in Natura 2000 network. *Bird Conserv. Int.* 24: 299-315.
- ROLSTAD, J., MAJEWSKI, P. & ROLSTAD, E. (1998). Black Woodpecker use of habitats and feeding substrates in a managed Scandinavian forest. *J. Wildlife Manage.*, 62 (1): 11-23.

- ROLSTAD, J., ROLSTAD, E. & SAETEREN, O. (2000) Black Woodpecker nest sites: characteristics, selection, and reproductive success. *J. Wildlife Manage.*, 64 (4): 1053-1066.
- ROLSTAD, J. & ROLSTAD, E. (2000): Influence of large snow depths on black woodpecker *Dryocopus martius* foraging behavior. *Ornis Fennica* 77: 65-70.
- SAAB, V.A., LATIF, Q.S., DRESSER, M.A. & DUDLEY, J.G. (2019). Woodpecker nest survival, density, and a pine beetle outbreak. *J. Wildlife Manage.* 83: 1387-1400. doi:[10.1002/jwmg.21722](https://doi.org/10.1002/jwmg.21722)
- SIMAL, R. & HERRERO, Á. (2003). Picamaderos negro *Dryocopus martius*. En, Martí, R. & del Moral, JC (eds.): Atlas de las aves reproductoras de España, pp. 354-355. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- MAHORO, S., YANAGIHARA, C. & FUJII, T. (2007). Nest site environment of the Black Woodpecker *Dryocopus martius* in northern Honshu, Japan. *Ornithological Science* 6(2): 141-144; [https://doi.org/10.2326/1347-0558\(2007\)6\[141:NSEOTB\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2326/1347-0558(2007)6[141:NSEOTB]2.0.CO;2)
- MAHORO, S., YANAGIHARA, C., FUJII, T. & YUI, M. (2008). Nest and roost tree characteristics of the Black Woodpecker *Dryocopus martius* in northern Honshu, Japan. *Tohoku J. Forest Sci.* 13(1): 1-7.
- THURFJELL, H., CIUTI, S. & BOYCE, M.S. (2014). Applications of step-selection functions in ecology and conservation. *Mov. Ecol.* 2 (4); doi:10.1186/2051-3933-2-4
- ZAHNER, V., SIKORA, L. & PASINELLI, G. (2012): Heart rot as a key factor for cavity tree selection in the black woodpecker. *Forest Ecol. Manage.* 271: 98-103.
- ZAWADZKA, D. & ZAWADZKI, G. (2017). Characteristics of the nesting trees of the Black Woodpecker in the Augustow Forest. *Sylvan* 161 (12): 1002–1009.

ANEXOS

ANEXO I – Fotografías. Las fotografías han sido suministradas por la guardería del Parque Natural de Aiako Harria y del Servicio de Fauna y Flora Silvestre de la Diputación Foral de Gipuzkoa, Antonio Bea, José María Fernández y Hugo Robles.

Durante los transectos se anotaron las observaciones directas (visuales y auditivas) e indirectas en cada tipo de vegetación.



La fenología y el éxito reproductivo se examinaron mediante visitas periódicas a las cavidades de cría.



Después de acceder a las cavidades de cría y una vez capturados a los juveniles, se procedió a la toma de medidas biométricas, la extracción de muestras sanguíneas para el sexado molecular y la colocación de los emisores de radio. A continuación, los juveniles fueron devueltos al nido, donde permanecieron unos días antes de abandonar definitivamente las cavidades.



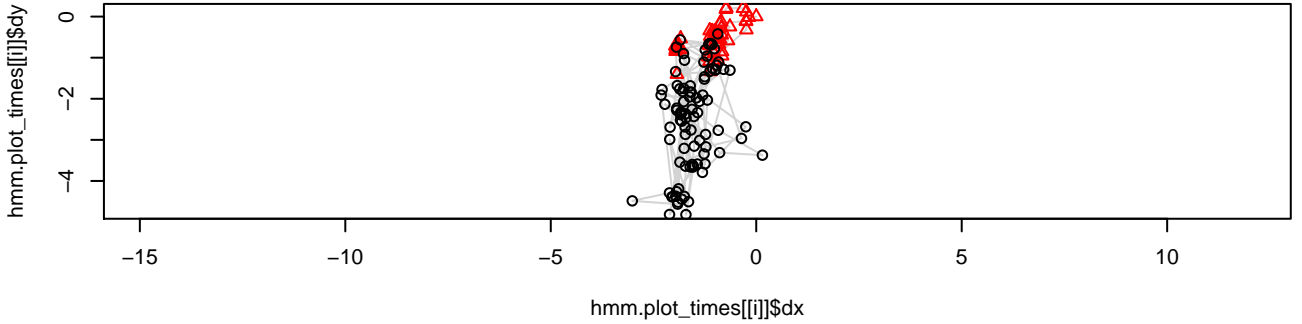
Los juveniles fueron seguidos por telemetría hasta un máximo de seis meses después del abandono de los nidos natales, coincidiendo con la descarga de la batería de los emisores. Las aves fueron localizadas regularmente y, en su caso, se procuró determinar las causas de mortalidad de los jóvenes.



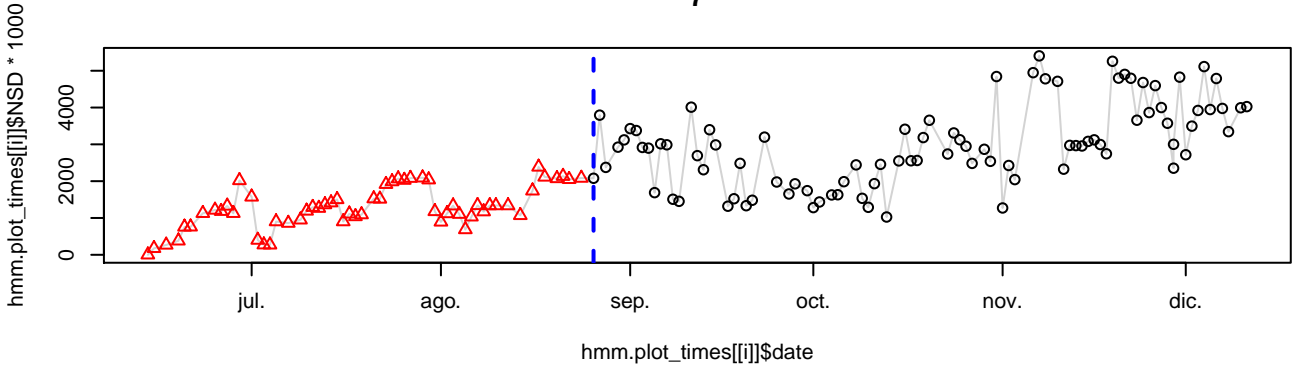
ANEXO II – Movimientos de las dos hermanas juveniles (7 y 8) que sobrevivieron al menos hasta el periodo exploratorio asociado con la dispersión natal.

Las gráficas de arriba muestran las trayectorias de los pollos desde su salida del nido (coordenada 0,0) y desplazamientos en kilómetros hacia el norte (eje y) y el este (eje x). Las gráficas del medio y las de abajo muestran las distancias (en metros) desde el nido natal y entre localizaciones consecutivas, respectivamente. Los triángulos se corresponden con el modo comportamental de acampada o asentamiento típico del periodo pre-exploratorio. Los círculos reflejan el modo comportamental de exploración a través de movimientos rápidos y largos que típicamente llevan a movimientos de dispersión más alejados del área natal.

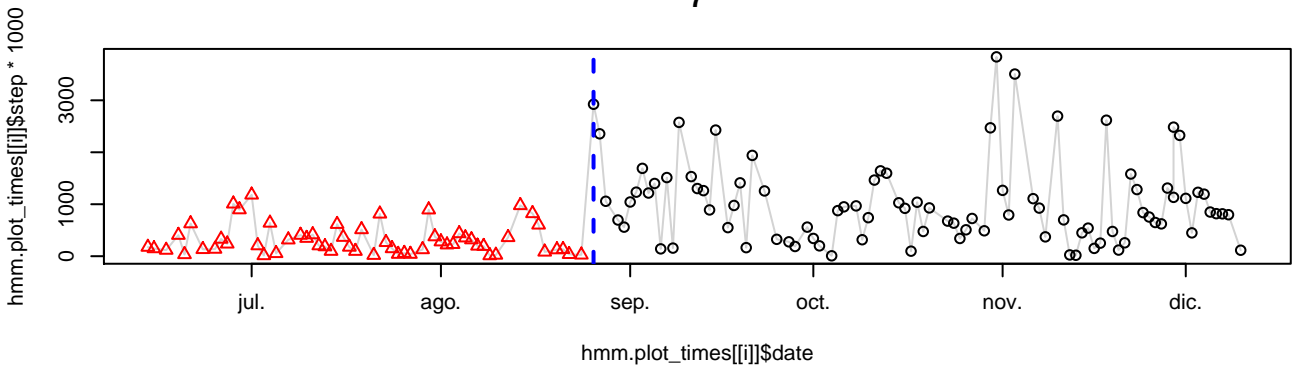
7



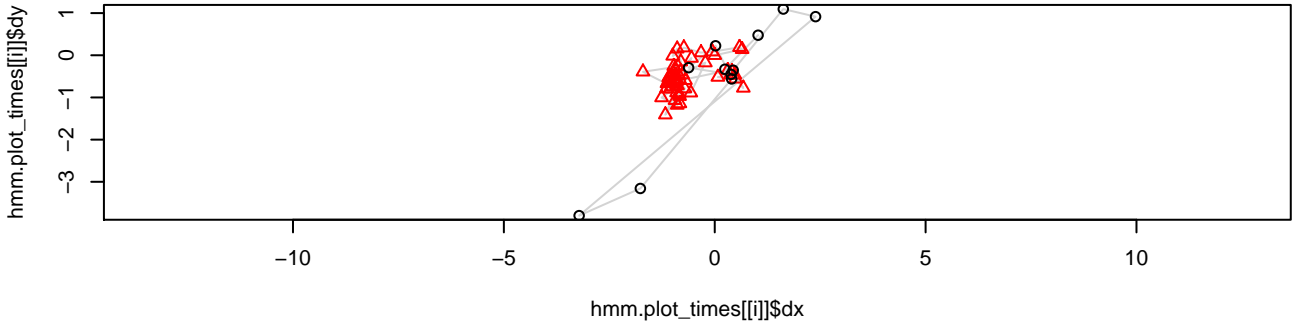
7



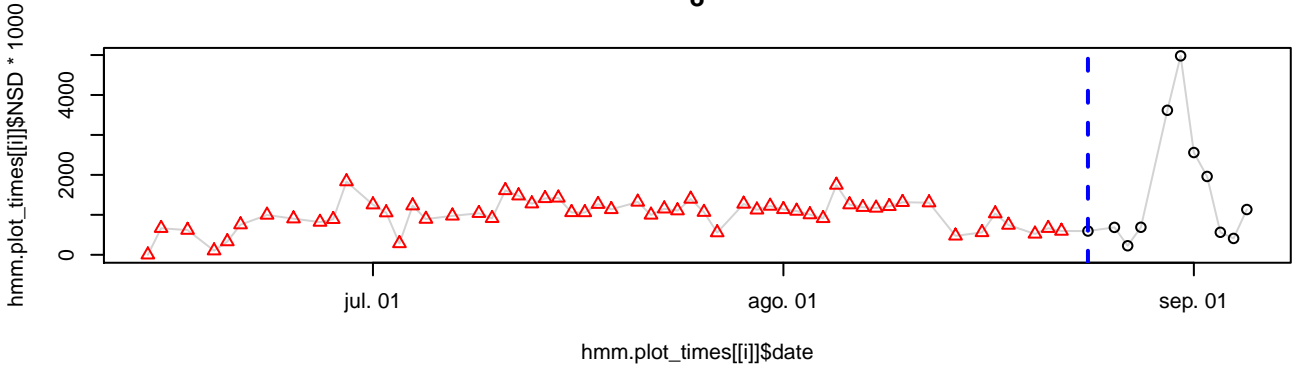
7



8



8



8

