

**PROYECTO DE REFORZAMIENTO Y
RECUPERACIÓN DEL ÁGUILA PESCADORA EN
LA RESERVA DE LA BIOSFERA DE URDAIBAI
(BIZKAIA, PAÍS VASCO)**



Aitor Galarza / Iñigo Zuberogoitia

DIPUTACIÓN FORAL DE BIZKAIA
SOCIEDAD DE CIENCIAS ARANZADI
RESERVA DE LA BIOSFERA DE URDAIBAI
AYUNTAMIENTO DE GAUTEGIZ ARTEAGA



Galarza, A. & Zuberogoitia, I. 2012. Proyecto de reforzamiento y recuperación del Águila pescadora en la Reserva de la Biosfera de Urdaibai (Bizkaia, País Vasco). Sociedad de Ciencias Aranzadi/Diputación Foral de Bizkaia.

ÍNDICE

1. ANTECEDENTES	5
2. DIAGNÓSTIC DE LA POBLACIÓN	
2.1. La población europea	7
2.2. La población reproductora en la península Ibérica	8
3. BIOLOGÍA GENERAL DE LA ESPECIE	
3.1. Situación taxonómica	10
3.2. Selección de hábitat para la nidificación	10
3.3. Ecología trófica	12
3.4. Selección y capacidad del hábitat de alimentación	13
3.5. Comportamiento social y ciclo reproductor	14
3.6. Movimientos	15
4. ÁREA DE ESTUDIO: LA RESERVA DE LA BIOSFERA DE URDAIBAI	
4.1. Disponibilidad de hábitat y figuras de protección	18
4.2. Conectividad con otras áreas susceptibles de colonización	19
5. ESTUDIOS Y SEGUIMIENTO DEL ÁGUILA PESCADORA EN URDAIBAI	
5.1. Fenología	22
5.2. Anillamiento de ejemplares	24
5.3. Instalación de un transmisor satelital a un ejemplar	24
5.4. Análisis de dieta y disponibilidad trófica	24
5.5. Análisis del uso del territorio y disponibilidad de hábitat	27
5.6. Instalación de nidos artificiales	28
6. LA RECUPERACIÓN DEL ÁGUILA PESCADORA EN LA RESERVA DE LA BIOSFERA DE URDAIBAI. PLANTEAMIENTO DE VIABILIDAD, PROBLEMAS Y SOLUCIONES	
6.1. Fundamentos básicos	31
6.2. Plan de viabilidad	
6.2.1. Proyectos de reintroducción previos	33
6.2.2. Posibles factores de amenaza en Urdaibai	34

6.2.2.1. Caza ilegal	35
6.2.2.2. Líneas eléctricas	36
6.2.2.3. Molestias derivadas de la antropización del territorio	37
6.2.2.4. Destrucción de hábitat	40
6.2.2.5. Baja disponibilidad de recursos tróficos	41
6.2.2.6. Niveles de contaminación	42
6.3. Recomendaciones básicas de la IUCN (1998) y su respuesta en Urdaibai	
6.3.1. Deben existir evidencias históricas de la presencia de la especie en el área objeto de la reintroducción	43
6.3.2. Deben identificarse, eliminarse o reducirse a un nivel adecuado las causas que provocaron su declive	42
6.3.3. Debe existir hábitat suficiente	44
6.3.4. Los ejemplares utilizados para la reintroducción deben proceder de una población lo más próxima genéticamente a la población local extinguida	45
6.3.5. La extracción de ejemplares no debe suponer riesgo alguno para la población donante	45
7. PROGRAMA DE RECUPERACIÓN	
7.1. Criterios de selección del área de recuperación	46
7.2. Equipo multidisciplinar de trabajo	47
7.3. Método	48
7.3.1. Torre de hacking	49
7.3.2. Mantenimiento	51
7.3.3. Marcado y liberación	52
7.3.4. Periodo post-liberación	53
7.3.5. Seguimiento y evaluación	53
7.3.6. Programa de difusión	53
7.3.7. Nuevas plataformas artificiales	55
7.3.8. Resultados previstos	55
7.4. Afección del plan en la Red Natura 2000	56
8. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	58

1. ANTECEDENTES

El águila pescadora (*Pandion haliaetus*) es una rapaz cuya ecología ha sido históricamente objeto de intensos estudios debido al interés que suscita su presencia en determinadas regiones de Europa y Norteamérica y al revés que sufrieron sus poblaciones a mediados del siglo pasado como consecuencia del uso intensivo de pesticidas (Poole 1989, Dennis 2008). En la península Ibérica se extinguió a principios de los ochenta del siglo XX, aunque en los últimos años, gracias a un programa de reintroducción, varias parejas se han reproducido con éxito en Cádiz y Huelva (Ferrer y Casado 2004, Muriel *et al.* 2006 y 2010, Triay y Siverio 2008). La población española, limitada hasta entonces a unas pocas parejas que anidaban en las Islas Baleares y las Islas Canarias, está considerada “en peligro” (Madroño *et al.* 2004). A nivel global el águila pescadora está incluida en la categoría *Preocupación menor* (Less Concern), mientras que a nivel europeo la especie está evaluada como *Rara* y con un estatus de conservación *desfavorable*, dado que aunque la mayoría de sus poblaciones han aumentado o permanecen estables, todavía existen riesgos que pueden afectar a aquellas de pequeño tamaño (IUCN 1998, BirdLife 2009).

Se conocen varias citas de parejas reproductoras de águila pescadora en el norte de la península Ibérica. Anidaba en Asturias hasta los años ochenta (Bijleveld 1974) y se ha citado la nidificación de una pareja en el embalse de Ullibarri-Gamboa en 1973 (Ferrer & Casado 2004). Además, en la última década se conocen dos intentos de reproducción en sendos embalses de Huesca (Lorente 2005).

Aunque en la actualidad no nidifica en el norte de la península Ibérica, su presencia es regular en los estuarios y embalses, dada su situación en las rutas migratorias de las poblaciones de Alemania, Escocia y los países escandinavos (Galarza 1997, Hidalgo y Del Villar 2004, Zwarts *et al.* 2009).

La población reproductora más cercana al País Vasco está situada a unos 600 km, junto al río Loira (Orleáns, Francia; Thiollay y Wahl 1998). Considerando el fuerte carácter filopátrico de la especie y teniendo en cuenta que la expansión de su área de cría se estima en unos 4-10 km por año (Dennis 2008, Krummenacher *et al.* 2009), la recolonización natural a partir de la población francesa puede considerarse improbable a corto y medio plazo.

La Reserva de la Biosfera de Urdaibai es una de las localidades del norte de la península Ibérica en donde todos los años se registra un gran número de citas, particularmente durante los períodos migratorios. La observación de numerosos ejemplares que recalán

por espacio de varios días es un indicio de la idoneidad de su estuario y bosques adyacentes. De forma preliminar, esta probable idoneidad del área viene apoyada por el uso del hábitat y el alto éxito pesquero de las águilas pescadoras registrado en Urdaibai durante el periodo migratorio (Galarza y Dennis 2009, Galarza 2010).

La reproducción del águila pescadora forma parte de los objetivos fijados en las medidas de conservación de la Red Natura 2000 para la Reserva de la Biosfera de Urdaibai (Gobierno Vasco 2012). El Departamento de Medio Ambiente de la Diputación Foral de Bizkaia, en colaboración con el Departamento de Agricultura, ha desarrollado este programa para la recuperación del águila pescadora con el objetivo principal de establecer un núcleo reproductor en Urdaibai. Además, dado que el águila pescadora es una especie “bandera”, es decir una especie popular y carismática, su recuperación como especie nidificante contribuirá a mejorar la conciencia medioambiental y a potenciar la elección de la Reserva de Urdaibai como destino ecoturístico.

2. DIAGNÓISIS DE LA POBLACIÓN

2.1. La población europea

El águila pescadora se reproduce sobre todo en los países del Norte, ubicándose en los países escandinavos, Escocia, Alemania, costas del Báltico y Rusia sus poblaciones más importantes. En el Mediterráneo occidental, esencialmente en Córcega y las Islas Baleares, se conservan poblaciones menores. Se ha sugerido que esta distribución actual, con pequeñas poblaciones en las costas mediterráneas separadas de las abundantes poblaciones septentrionales por una gran franja de territorio vacía, podría ser consecuencia de una histórica e intensa persecución por parte del ser humano (Voous 1960, Dennis 2008). De hecho, la especie sufrió una fuerte persecución, al menos desde el siglo XIX, lo que motivó su extinción en Bélgica, Francia, Gran Bretaña (1916), Checoslovaquia (1850), Suiza (1911), Dinamarca (1916), Austria (años 30) y Alemania occidental (1933) entre otros. Ante su marcado declive, países como Finlandia y Suecia establecieron leyes proteccionistas en los años veinte del siglo XX (Poole 1989). A partir de mediados de siglo tuvo lugar otro período de fuerte recesión en el que se extinguieron las poblaciones de Cerdeña (hacia los años 60), Grecia (1966), Italia-Sicilia (1956) y España peninsular (años 80). El último país europeo en perder al águila pescadora como especie reproductora ha sido Portugal (2002). El mínimo histórico de la población se alcanzó a mediados del siglo XX, para empezar lentamente a remontar gracias a las medidas de conservación tomadas (Dennis 2008).

En los años noventa se estimó en 7.000-9.000 las parejas reproductoras europeas (Saurola, 1997). Sin embargo, la estima más reciente cifra la población en 7.916-10.388 parejas (Dennis 2008, BirdLife Internacional 2009, Tabla 1).

En la actualidad, la mayoría de las poblaciones de Europa se encuentran en crecimiento o permanecen estables, aunque es una especie muy rara en los países de su mitad meridional. Se ha estimado que la población europea actual es la mitad de la que podría existir atendiendo a la disponibilidad de hábitat (Dennis 2008).

Tabla 1. Estima del tamaño de las poblaciones de águila pescadora en Europa y áreas limítrofes (modificado de Dennis 2008).

Área	Nº parejas	Tendencia
Suecia	3.297-3.592	
Rusia	2.000-4.000	estable o decreciendo
Finlandia	1.200	estable o creciendo
Alemania	500	creciendo
Noruega	210-260	creciendo
Escocia	270	creciendo
Bielorusia	120-180	
Latvia	120-150	creciendo
Polonia	70-75	estable o decreciendo
Lituania	50	
Estonia	40-45	creciendo
Córcega	30-26	decreciendo
Islas Baleares	21-15	estable o decreciendo
Islas Canarias	16-21	
Francia continental	25-30	desde 1985
Ucrania	5-10	
Armenia	1-4	
Inglaterra	6	desde 2000
Gales	2	desde 2004
Azerbaijan	0-5	
Moldavia	0-2	
Bulgaria	0-10	

2.2. La población reproductora en la península Ibérica

La cita más antigua de águila pescadora nidificando en la península Ibérica data del siglo XVIII y está recogida por Irby (1895), autor que da cuenta de la existencia en 1776 de un nido erigido en el peñón de Gibraltar.

A comienzos del XVIII era una especie común en la costa S y SW de Portugal, pero a principios del XX parecía haberse rarificado mucho (Tait 1924). Según Palma y Beja (1999) en 1988 aún anidaban dos parejas en Portugal aunque una de ellas desapareció en 1988, mientras que la segunda sobrevivió hasta 1997, cuando la hembra murió estrangulada en una red de pesca.

Entre los siglos XIX y XX anidaba en varias provincias costeras mediterráneas (Girona, Valencia, Alicante, Málaga y Cádiz), incluido el peñón de Gibraltar. En Valencia se la cita criando en la Albufera, al menos hasta 1887 (Arévalo y Baca 1887) y posiblemente también en Gandía hasta finales del XIX (González *et al.* 1992). En 1932 la especie dejó de anidar en Gibraltar, mientras que en Cádiz únicamente quedaban dos parejas

reproductoras en los años cincuenta (Alonso 1983). La última pareja de Alicante anidó sobre un árbol en el embalse de Beniarrés en 1981 (Urios *et al.* 1991). En Cataluña se conoce la cría de las águilas pescadoras en el Bajo Empordá en 1962, y entre 1974 y 1979 se observaron indicios de cría no comprobados en otros puntos de la costa de Girona (Muntaner *et al.* 1983). El último nido conocido en España estuvo ocupado hasta 1982 en la provincia de Málaga (en Ferrer y Casado 2004).

En el norte peninsular las únicas referencias de cría contemporáneas son la cita de una pareja que anidó en acantilados cercanos a la localidad de Ribadesella (Asturias) hasta aproximadamente el año 1960 (Bijleveld, 1974) y la cita de un ejemplar aportando material a un nido en el embalse de Urrunaga (Álava, País Vasco) en 1973 (Ferrer y Casado 2004).

Por tanto, a principios de los años ochenta del siglo pasado se consideraba al águila pescadora extinguida de la península Ibérica. No obstante, posteriormente se ha citado la construcción de sendos nidos en Cádiz, en el embalse de Bornos en 2000 (Triay y Siverio 2003) y en Los Barrios en 2005 (González 2005). También hubo un intento de cría en el embalse de El Grado (Huesca) en los años noventa, así como cópulas y construcción de un nido en el de Barasona (Huesca) en 2005 (Lorente 2005). En 2006 una pareja realizó el cortejo y estuvo transportando ramas en las marismas de la Reserva de Urdaibai, aunque el intento de cría no llegó a prosperar.

Actualmente, gracias a un programa de reintroducción llevado a cabo en Andalucía, al menos siete parejas se reproducen en las marismas del Odiel (Huelva) y diversos embalses de Cádiz (Fundación Migres *com. pers.*).

3. BIOLOGÍA GENERAL DE LA ESPECIE

3.1. Situación taxonómica.

Dentro del taxón *Pandion haliaetus* (águila pescadora) se reconocen en la actualidad cuatro subespecies (Prevost 1983): *P.h. carolinensis* (Norte de América), *P.H. ridgwayi* (Caribe), *P.h. cristatus* (Australia) y *P.h. haliaetus* (Paleártico). Las cuatro subespecies poseen una morfología muy similar, distinguiéndose por los diseños del plumaje y por su tamaño (Ferguson-Lees y Christie 2001).

P.h. haliaetus anida en Europa, alrededor de los 60° de latitud Norte (Escandinavia, países bálticos, Alemania, Polonia, Bielorrusia, y Reino Unido) y alrededor de los 40° Norte (Baleares, Chafarinas, Córcega y costa mediterránea), llegando a los 28° en las Islas Canarias (ver Triay y Siverio 2008). Los estudios moleculares recientes demuestran que no existen grandes diferencias genéticas entre las subpoblaciones europeas (ver Ferrer y Casado 2004). Aún así, se han establecido unidades de conservación diferenciadas entre las subpoblaciones del centro y norte de Europa y las de las islas meridionales debido a diferencias en el comportamiento reproductor y migrador (Triay y Siverio 2004): (1) Las subpoblaciones mediterráneas anidan en pináculos rocosos, mientras que las del Centro y Norte utilizan árboles y soportes similares como perchas para sus nidos; (2) mientras las águilas nórdicas son netamente migradoras (Poole 1989), las mediterráneas limitan sus movimientos a cortos desplazamientos invernales de los adultos (Thibault *et al.* 2001) y ciertos movimientos dispersivos de los juveniles (Thibault y Patrimonio 2001, Triay 2002).

3.2. Selección de hábitat de nidificación

En líneas generales, puede decirse que el águila pescadora anida en la proximidad de masas de agua con disponibilidad de peces, aunque éstas se encuentren ubicadas a varios kilómetros de distancia (Poole 1989). Así por ejemplo, en Estonia nidifican a 0,3-21,5 km del agua (Löhmus 2001), en Lituania a 5-12 km (Drobelis 1990) y en Francia continental a 4,5-25 km (Thiollay y Wahl 1998). En Escocia se conocen casos en los que las pescadoras se desplazan para pescar hasta 28 km (Dennis 2008).

El águila pescadora es una especie muy versátil que anida sobre una gran variedad de estructuras, tales como árboles, rocas, plataformas artificiales, postes de electricidad e incluso sobre el propio suelo, en ambientes carentes de depredadores. Tal y como hemos indicado anteriormente, en Europa, las subpoblaciones mediterránea y canaria

parecen diferenciarse de la subpoblación nórdica actual esencialmente por sus diferentes hábitos de nidificación. Así, las primeras anidan sobre pináculos rocosos emplazados en cortados marinos, mientras que las águilas nórdicas ubican sus nidos en las copas de los árboles, por lo general situadas en la cercanía de aguas continentales (Cramp y Simmons 1980, Poole 1989). No obstante, algunos autores consideran que en Gran Bretaña la especie estuvo en el pasado ampliamente distribuida tanto en lagos interiores como en la costa (Dennis y Dixon 2001), existiendo citas bien documentadas de parejas que anidaban sobre pináculos rocosos e incluso castillos en ruinas (Dennis 2008). Por otro lado, cabe subrayar la coexistencia en la actualidad de ambos comportamientos reproductores en algunas localidades de Norteamérica, como por ejemplo en el Parque Nacional Yellowstone (Swenson 1981) o en la Baja California (Henny *et al.* 2007).

En ambientes humanizados, las águilas pescadoras que originariamente anidaban en árboles los sustituyen por diversos soportes artificiales (postes y torres de electricidad, señales de balizado, edificios, etc) (Poole 1989, Castellanos y Ortega-Rubio 1995). Así por ejemplo, el 64% de los nidos de los EEUU están erigidos sobre estructuras artificiales (Houghton y Rymon 1997) mientras que en Alemania las águilas pescadoras utilizan frecuentemente como soporte las torretas de electricidad (Sömmer 1995).

Todos los lugares de nidificación tienen que estar provistos de una plataforma estable desde la que el águila pescadora disponga de buena visibilidad (Vana-Miller 1987, Ewins 1997). Cuando anidan en un hábitat despejado en el que la cobertura forestal es escasa, la zona debe contar con perchas adecuadas en la proximidad al nido (Vana-Miller 1987, Ewins 1997). Aunque la especie concreta de árbol o la densidad del arbolado no son factores significativos en cuanto a la selección del lugar de cría, cuando anidan en árboles, el ejemplar elegido destaca siempre sobre el resto (Vana-Miller 1987). Las plataformas artificiales construidas sobre árboles o erigidas sobre postes en medio de una masa de agua pueden ser también lugares muy atractivos para la nidificación, y han sido intensamente utilizadas como herramienta para reforzar poblaciones o ampliar su distribución (Poole 1989, Saurola 1995, Houghton y Rymon 1997, Wahl y Barbraud 2005, Nadal y Tariel 2008).

La adecuación del hábitat de cría puede depender de la proximidad, cantidad y naturaleza de las actividades humanas (Vana-Miller 1987). Sin embargo, los efectos de las molestias humanas parecen estar estrechamente asociados al nivel de hábito de la pareja implicada (D'Eon y Watt 1994). Así, las parejas que anidan o han nacido cerca de zonas concurridas por la población humana, o inician la incubación cuando ya se

están desarrollando actividades humanas en las cercanías, suelen ser más tolerantes a las perturbaciones (Van Daele y Van Daele 1982, Poole 1981). No obstante, cuando se producen molestias repentinas durante la incubación, éstas pueden provocar el abandono del nido (Levenson y Koplín 1984). Por ello, en los proyectos de reintroducción se ha sugerido la conveniencia de habituar a los pollos traslocados a un cierto grado de presencia humana en la torre de *hacking* (Dennis 2008).

3.3. Ecología trófica

El águila pescadora se alimenta casi exclusivamente de peces, tanto en aguas dulces, saladas como salobres. Se sabe que es capaz de capturar otras presas, tales como aves o reptiles (Wiley y Lohber 1973, Poole 1989, Chubbs y Trimper 1998), pero esta conducta debe considerarse accidental (Dennis *com. pers.*).

Selecciona aquellos peces que nadan cerca de la superficie, para lo que requiere aguas tranquilas, transparentes y poco profundas que favorezcan su localización y dificulten la huida de sus presas. Es oportunista, de modo que no muestra selección taxonómica, sino que pesca en función de la accesibilidad y la abundancia de las presas (Swenson 1979, Flook y Forbes 1983). En el Reino Unido y Finlandia se ha citado la captura de diferentes especies: lucios (*Esox lucius*), truchas (*Salmo trutta* y *Salmo gairdneri*), percas (*Perca fluviatilis*), bremas (*Abramis brama*), rutilos (*Rutilus rutilus*), carpines (*Carassius auratus*) y platijas (*Platichthys flesus*) (Green 1976, Häkkinen 1978, Dennis 2008). En los embalses interiores del sur de la península Ibérica la presa más frecuente es la carpa (*Cyprinus carpio*) (Gil Sánchez 1995), mientras que en Navarra se ha citado también el consumo de éste y otros ciprínidos (*Barbus graellsii*) (Lekuona 1996). Las especies de la familia Mugilidae (*Mugil sp.*, *Chelon sp.* y *Liza sp.*) son sus presas favoritas en las aguas costeras y estuarinas de los mares templados en todo el planeta (Szaro 1978, Prevost 1982, Boshof y Palmer 1983, Francour y Thibault 1996, Silva y Olmos 2002, Clancy 2005a, Sayago 2008). Así por ejemplo, en las marismas de Huelva el 90% de las presas son las lisas (*Chelon labrosus*), y el resto lo componen otras especies entre las que destacan la lubina (*Dicentrarchus labrax*), la dorada (*Sparus aurata*) y la baila (*Dicentrarchus punctatus*). Por el contrario, en los embalses andaluces la dieta se basa principalmente en distintas especies de barbos (*barbus spp*), carpas (*Cyprinus carpio*) y, en menor medida, perca americana (*Micropterus salmoides*) (Sayago 2011).

El águila pescadora sí se muestra selectiva en cuanto al tamaño de las presas capturadas, cuyos pesos oscilan preferentemente entre los 150 y 350 g (20-35 cm), si bien puede atrapar presas menores (50 g) y también mayores (1.200 g) (Häkkinen 1978, Poole 1989, Sayago 2011).

Van Daele y Van Daele (1982) estimaron que una pareja de águilas pescadoras necesita una media diaria de 4,6 peces para criar dos pollos y 5,6 peces cuando la familia está compuesta por tres polluelos. Lind (1976) calculó que un adulto necesita al día 286 kcal (aproximadamente 286 g/día), con lo que un adulto con dos pollos requeriría unos 1.048 g/día (Van Daele y Van Daele 1982).

3.4. Selección y capacidad del hábitat de alimentación

El águila pescadora se alimenta en aguas remansadas y poco profundas que mantengan una población suficiente y accesible de peces (ríos amplios, estuarios, deltas, lagos y mares someros). La capacidad de una zona para alimentar ejemplares reproductores es variable y depende de la disponibilidad de presas, de la superficie útil de pesca y de la calidad de las aguas. En aguas continentales, las águilas pescadoras usan con mayor frecuencia láminas de más de 10 ha de superficie siendo su éxito pesquero mayor en aguas eutróficas (Löhmus 2001, Bai *et al.* 2009).

El comportamiento del águila pescadora difiere de otras rapaces en que no defiende un territorio de caza, por lo que un mismo lugar de pesca puede ser compartido por varias parejas, las cuales competirán entre sí casi exclusivamente por la percha en donde ubicar el nido (Poole 1989). Así por ejemplo, dos pequeños estuarios escoceses de 850 (Fidhorn) y 40 ha (Spey) son las zonas de alimentación principales para 10 y 4 parejas, respectivamente, con ejemplares que han ubicado sus nidos en ocasiones a más de 15 km de las localidades habituales de pesca (R. Dennis *com. pers.*). Este comportamiento difiere del observado en las áreas de invernada y parada migratoria, donde las águilas establecen pequeños territorios preferentes de alimentación, de los que expulsan a cualquier otro ejemplar (Sayago 2011 y observaciones en la Reserva de Urdaibai por los autores del proyecto).

La única estima relativa a la capacidad de un hábitat para mantener un núcleo reproductor es la publicada por Vana-Miller (1987), quién calculó que para mantener una pareja reproductora de águila pescadora se requiere un tamaño mínimo de 42 ha de superficie disponible, variando esta circunstancia en función de la abundancia y características de las presas.

3.5. Comportamiento social y ciclo reproductor

El águila pescadora es una especie semicolonial que únicamente defiende el nido y sus alrededores, así como alguna percha desde la que pesca o come (Cramp y Simmons 1980, Löhmus 2001, Mougeot *et al.* 2002, Bretagnolle *et al.* 2008). Ello permite que pueda criar tanto en solitario como en colonias laxas en las que los nidos llegan a estar separados tan sólo 50-100 m y permite a su vez que, si la capacidad trófica del medio es adecuada, varias parejas de águilas pesquen simultáneamente en estuarios, ríos o lagos de dimensiones reducidas. Además, los reproductores primerizos sienten una gran atracción por las zonas de cría activas porque perciben la idoneidad de una zona ya ocupada e intentan ocupar nidos ya construidos (Poole 1989).

Las águilas pescadoras son extraordinariamente fieles a los nidos, con un porcentaje de retorno superior al 90% (Henny y Van Velzen 1972), y parecen ser esencialmente monógamas por lo que habitualmente el reemplazo de uno de los miembros de la pareja suele estar causado por su muerte. En los raros casos de poligamia que se conocen, lo más habitual es que el trío esté formado por un macho y dos hembras (poliginia), si bien puede darse el caso contrario (poliandria) (Poole 1989, Kimbal *et al.* 2003).

Los machos llegan a las zonas de cría unos días antes que las hembras, y casi inmediatamente se produce el emparejamiento. Las fechas de llegada de las águilas pescadoras a las zonas de cría están relacionadas con las condiciones meteorológicas. Así, en Finlandia se encontró una fuerte correlación con el índice de la NAO (Oscilaciones del Atlántico Norte) en febrero, la temperatura media de abril y fluctuaciones interanuales de estas variables con la llegada de las águilas a los territorios (Solonen 2011). Una vez en el territorio, el macho se encargará de pescar tanto para sí mismo como para sus crías y su pareja, la cual no abandonará los alrededores del nido hasta finales del verano (Poole 1989). En Finlandia las eclosiones tienen lugar durante la primera quincena de junio (Saurola 2011).

El nido es un cúmulo de ramas secas que aumenta año tras año. Puede medir casi 2 m de diámetro y unos 0,75-0,80 m de alto, dependiendo de la localización y de su edad.

La puesta se suele producir al de 10-30 días de la llegada al territorio de cría (Poole 1989). La fecha media de puesta es el día 2 de abril en las poblaciones mediterráneas (Triay 1995), mientras que en Francia continental las puestas se producen entre el 1 y el 15 de abril (Thiollay y Wahl 1998) y en Escocia las primeras el 10 de abril y las últimas el 23 de mayo (Dennis 2008). En Finlandia la fecha media de puesta está relacionada

con la presencia de hielo en los lagos y la lluvia del mes de abril (Solonen 2011). El tamaño de puesta más habitual es de 3 huevos (87% en Escocia), siendo más raras las puestas de 2 y, sobre todo las de 1 ó 4 huevos.

La incubación dura 35-37 días. La hembra se encarga completamente de la incubación nocturna y de alrededor del 70% de la diurna (Dennis 2008).

Los jóvenes comienzan a realizar vuelos en torno al nido cuando tienen alrededor de 53 días (Dennis 2008) y permanecen en la zona hasta que tienen entre 12 y 14 semanas de edad (Dennis y Dixon 2001, Triay 2002). Hasta entonces son alimentados por el padre el cual trata de suministrarles todo el alimento requerido, si bien la cantidad aportada disminuye a medida que mejora la habilidad pescadora de los pollos (Bustamante 1995). El comportamiento de pesca es innato y las jóvenes pescadoras son capaces de pescar satisfactoriamente sin las enseñanzas parentales (Schaadt y Rymon 1982).

El éxito reproductor por pareja con puesta se ha calculado en 1,56 jóvenes para Escocia (Dennis 1983), 1,56 para Finlandia (Saurola 2011), 1,20-1,83 para Francia continental (Thiollay y Wahl 1989) 1,43 para Córcega (Thibault *et al.* 2001), 1,33 para Menorca (Triay 1995) y 1,32 para las islas Canarias (Siverio, inédito). Spitzer (en Poole 1989) calculó que 0,80 jóvenes por nido era la tasa anual necesaria para mantener estable una población.

La madurez sexual se alcanza a los tres años y la primera reproducción puede tener lugar a partir de esta edad, aunque algunos ejemplares llegan a emparejarse a los dos años (Poole 1989). La edad media de inicio de reproducción es variable y depende del estado de la población, reproduciéndose antes los ejemplares pertenecientes a poblaciones en expansión (Dennis 2008). Así por ejemplo, la edad media de primera reproducción fue de 3,2 años para las hembras y 4,4 años para los machos en la población en crecimiento del Centro de Francia (Wahl y Barbraud 2005).

3.6. Movimientos

Las águilas pescadoras que anidan en el Mediterráneo limitan sus movimientos a cortos desplazamientos invernales de los adultos (Thibault *et al.* 2001) y ciertos movimientos dispersivos de los juveniles (Thibault y Patrimonio 2001, Triay 2002), mientras que las águilas del Centro y Norte de Europa son netamente migradoras (Poole 1989, Zwarts *et al.* 2009).

Las águilas pescadoras de Suecia inician la migración otoñal hacia sus cuarteles de invernada desde finales de julio (29 Julio-17 Setiembre) con una duración media del

viaje de 39 días (rango 14-55) (Alerstam *et al.* 2006). Las hembras abandonan las zonas de cría antes que los machos, mientras que los jóvenes son los últimos en partir y también los últimos en arribar a las zonas de invernada (Kjellén *et al.* 2001). Aunque las águilas pescadoras son de migración esencialmente diurna, no son raras sus jornadas de vuelo nocturno, particularmente cuando se ven obligadas a sobrevolar extensas superficies de agua (De Candido *et al.* 2006, Alerstam *et al.* 2006). Realizan la migración en solitario, independientemente del viento reinante (Thorup *et al.* 2006), realizando paradas para descansar que pueden superar los 35 días (Zwarts *et al.* 2009), siendo la velocidad media de vuelo de 127-257 km/día (Saurola 1995, Meyburg y Meyburg 1996, Kjellén *et al.* 2001).

La mayoría de las pescadoras migradoras europeas invernan en las regiones tropicales de África occidental, desde Mauritania hasta Camerún, pero algunas aves procedentes de Finlandia, Suecia y Rusia también invernan en el este y el sur de África (Österlöf 1977, Hake *et al.* 2001, Saurola 2002, Dennis 2008, Zwarts *et al.* 2009). En la última década se ha observado que algunos ejemplares utilizan también la península Ibérica como zona de invernada, especialmente los embalses de su zona más meridional (Casado y Ferrer 2005, Sayago 2008 y 2011). También en los estuarios de la cornisa cantábrica.

La migración prenupcial comienza en los cuarteles de invernada africanos a mediados de marzo (19 Marzo-12 Abril) y suele ser más rápida, con una media de 26 días de duración (rango 21-33), y sin apenas diferencias entre sexos (Alerstam *et al.* 2006). Los jóvenes suelen permanecer en las zonas de invernada durante su primer verano.

Viajan en un amplio frente y son capaces de cruzar sin aparente dificultad importantes porciones de mar, por lo que no parecen concentrarse en los estrechos (Bernis 1973, Osterlof 1977, Cramp y Simmons 1980, Hake *et al.* 2001). No obstante, tienden a evitar los riesgos asociados con el cruce de extensas porciones de mar (Hake *et al.* 2001). Así, se ha observado que los ejemplares del Reino Unido son capaces de cruzar en unas pocas horas el golfo de Vizcaya, aunque la mayoría, y especialmente los adultos, son canalizados por las costas, con lo que entran y salen de la península Ibérica entre los Pirineos occidentales y el mar (ver www.roydennis.org y www.ospreys.org.uk).

Durante el viaje migratorio la mayoría de los ejemplares hacen paradas migratorias que utilizan para descansar y repostar. Para ello utilizan una media de 14 días en otoño y 4 días en primavera, repartidos en 1-4 paradas en localidades que algunos ejemplares utilizan año tras año (Alerstam *et al.* 2006). Por ello, la protección y adecuada gestión

de las localidades utilizadas asiduamente por las águilas en su ruta migratoria puede jugar un papel importante en la conservación de la especie (Dennis 2002, Galarza y Dennis 2009).

El País Vasco, y en general gran parte del norte de la península Ibérica, está ubicado en pleno corredor migratorio de las águilas pescadoras que anidan sobre todo en Gran Bretaña, Francia, Alemania y Noruega. La migración prenupcial se desarrolla esencialmente entre principios de marzo y finales de junio, mientras que la posnupcial, mucho más conspicua, tiene lugar desde finales de agosto hasta mediados de noviembre. Las localidades más importantes de sedimentación en el norte peninsular son los estuarios de la Reserva de Urdaibai (Bizkaia), Txingudi (Guipúzcoa), el Parque Natural de las marismas de Santoña (Cantabria) y la bahía de Santander, los embalses del Zadorra (Álava), Sobrón (Burgos) y Úzquiza (Burgos), y los ríos Ebro y Duero, incluido su afluente el Arlanza (Noval 1986, Galarza 1997, Lekuona 1998, Pérez de Ana 2000, Ferrer y Casado 2004, Anuarios ornitológicos de Asturias, Burgos y Cantabria) (Fig. 1). La invernada es mucho más reducida y se concentra esencialmente en la costa, citándose invernantes en la ría de Villaviciosa, desembocadura del Nalón, bahía de Santander, Santoña, Urdaibai y Txingudi. También se ha citado invernando en el interior, en los embalses del Zadorra y en el río Arlanzón, a su paso por Burgos.

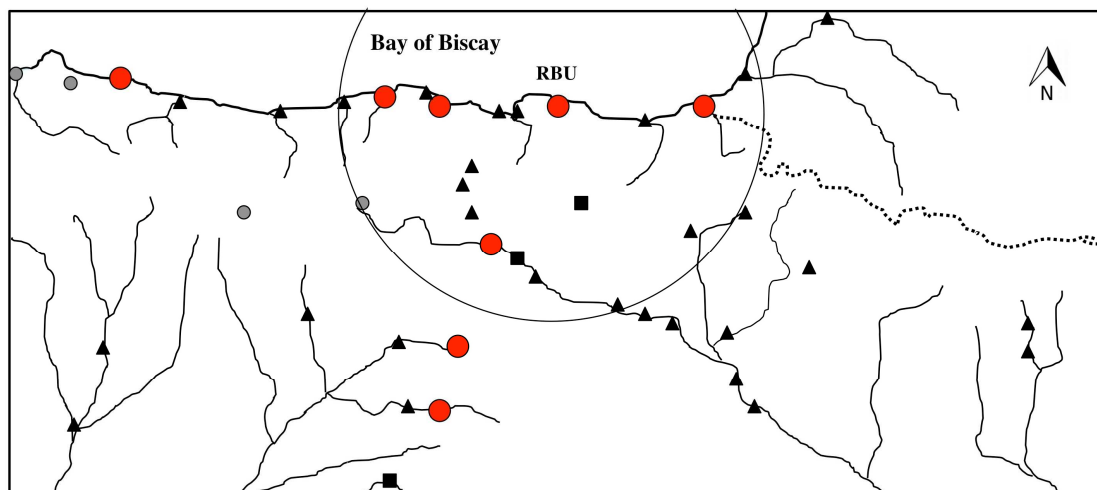


Figura 1. Observaciones de Águila pescadora en el norte de la península Ibérica en el período 1995-2011. Círculo rojo > 20 citas, Rectángulo: 19-15, Triángulo: 5-14, Círculo gris: 1 cita. Se indica un radio de 100 km en torno a Urdaibai

4. ÁREA DE ESTUDIO: LA RESERVA DE LA BIOSFERA DE URDAIBAI

4.1. Disponibilidad de hábitat y figuras de protección.

El 8 de diciembre de 1984 el Consejo Internacional del programa MAB de la UNESCO incluyó los 220 km² de la cuenca hidrográfica y el estuario del río Oka, situados en el Territorio de Bizkaia (Comunidad Autónoma del País Vasco), en la Red Internacional de Reservas de la Biosfera bajo la denominación de Reserva de la Biosfera de Urdaibai. Transcurridos cinco años de esta declaración, el pleno del Parlamento Vasco aprobó la Ley 5/1989, de 6 de julio, de protección y ordenación de la Reserva de la Biosfera de Urdaibai, con el fin general de establecer un régimen jurídico especial para proteger la integridad y potenciar la recuperación de la gea, flora, fauna, paisaje, aguas y atmósfera y, en definitiva del conjunto de sus ecosistemas en razón de su interés natural, científico, educativo, cultural, recreativo y socioeconómico. Como instrumento de desarrollo de esta Ley se aprobó en 1993 el Plan Rector de Uso y Gestión (PRUG) con la finalidad de proteger y recuperar el conjunto de ecosistemas de la Reserva de la Biosfera (Decretos 242/1993 y 27/2003).

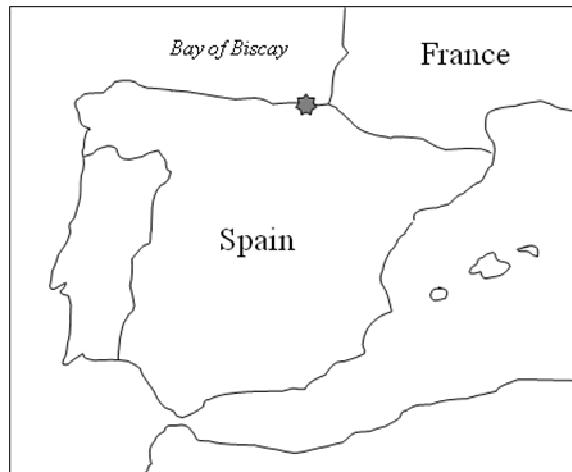


Figura 2. Localización geográfica de la Reserva de la Biosfera de Urdaibai

El 66,8 % (14.709 ha) de la Reserva de Urdaibai está cubierto por formaciones forestales, esencialmente plantaciones de pino de Monterrey (*Pinus radiata*; 9.600 ha), mientras que un 27,9% (6.138 ha) de su superficie está ocupado por terrenos no forestales, esencialmente campiñas, cultivos y pastizales (Fig. 3).

Las zonas de Urdaibai en las que la protección alcanza carácter prioritario y fundamental, ya que acogen los ecosistemas singulares o más frágiles, están protegidas bajo la figura de Zonas de Especial Protección dado que su objetivo principal es la conservación del medio natural. Estas zonas incluyen: (1) las zonas intermareales del estuario (918 ha), (2) las áreas de litoral e islas (95 ha) y (3) los encinares cantábricos (1.582 ha).

Con el objetivo general de asegurar la preservación de determinado conjunto natural e incluso su regeneración y ampliación, compatibilizándolo con la investigación, la educación ambiental, el esparcimiento y la explotación de los recursos se establecen otras figuras de protección menor, entre las que destacan: (1) la Zona de Protección del litoral y márgenes de arroyos (3.640 ha), (2) la Zona de Protección de encinares cantábricos y bosquetes naturales (987 ha)

Así mismo, las Zonas de Especial Protección de la ría y del litoral son zona Ramsar desde 1993 y están incluidas según la legislación europea como Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA ES0000144) y como Zona de Especial Conservación (ZEC ES2130007). Son, así mismo Zona de Especial Conservación, los encinares cantábricos (ZEC ES2130008) y el litoral y los márgenes de arroyos (ZEC ES2130006). Por último, la totalidad de las Zonas de Especial Protección de la ría y los encinares Cantábricos (unas 5.500 ha) forman parte del Refugio de Fauna de la Ría de Mundaka (Decretos 140/1987 y 5/1999 de la Diputación Foral de Bizkaia) (Fig. 4).

Este marco de protección y el actual estado de conservación de Urdaibai suponen un escenario ideal para el desarrollo de este proyecto de recuperación del águila pescadora, asegurando en primera instancia la disponibilidad y conservación de hábitats adecuados para cumplir los requisitos ecológicos y la conservación de la especie.

4.2. Conectividad con otras áreas susceptibles de colonización

Son numerosas las localidades del norte peninsular en las que se observa regularmente la especie (Fig. 1) y que *a priori* podrían reunir condiciones para su asentamiento como especie reproductora. Entre éstas destacan los embalses del sistema del Zadorra (Ullibarri-Gamboa y Urrunaga) y el parque natural de las marismas de Santoña, Victoria y Joyel.

Los embalses de Ullibarri-Gamboa y Urrunaga (ZEC ES2110011 y Refugio de Caza) están ubicados en medio de la Llanada alavesa (a 40 km al sur de Urdaibai). Forman una lámina de agua de unas 2.559 ha rodeadas por un paisaje típico de la campiña

atlántica en el que alternan prados de siega, campos de cultivo, setos y bosquetes de robledal y repoblaciones de coníferas, así como valiosas masas maduras de haya, roble pedunculado y quejigar. En ambos embalses se producen frecuentes observaciones de águila pescadora, sobre todo durante los pasos migratorios (Galarza 1997). Así mismo, se ha citado en el embalse de Urrunaga la observación de un ejemplar aportando material a una plataforma en 1973 (Ferrer y Casado 2004).

El Parque Natural de las marismas de Santoña, Victoria y Joyel (ZEPA de las marismas de Santoña, Noja y Ría de Ajo, ES0000143, y Refugio de Caza) está ubicado en la mitad oriental de la Comunidad Autónoma de Cantabria (a 65 km al oeste de Urdaibai). Se trata de un estuario formado por la conjunción de varios ríos que desembocan en una gran bahía. El parque abarca unas 4.500 ha en las que quedan incluidas unas 2000 ha de zona intermareal, así como importantes encinares y zonas acantiladas. Gran parte de la bahía esta jalonada por prados de siega y pequeñas repoblaciones forestales en un entorno intensamente humanizado. El águila pescadora se presenta regularmente en el estuario, con frecuentes observaciones a lo largo de todo el año, incluida la época invernal (Pérez de Ana 2000).

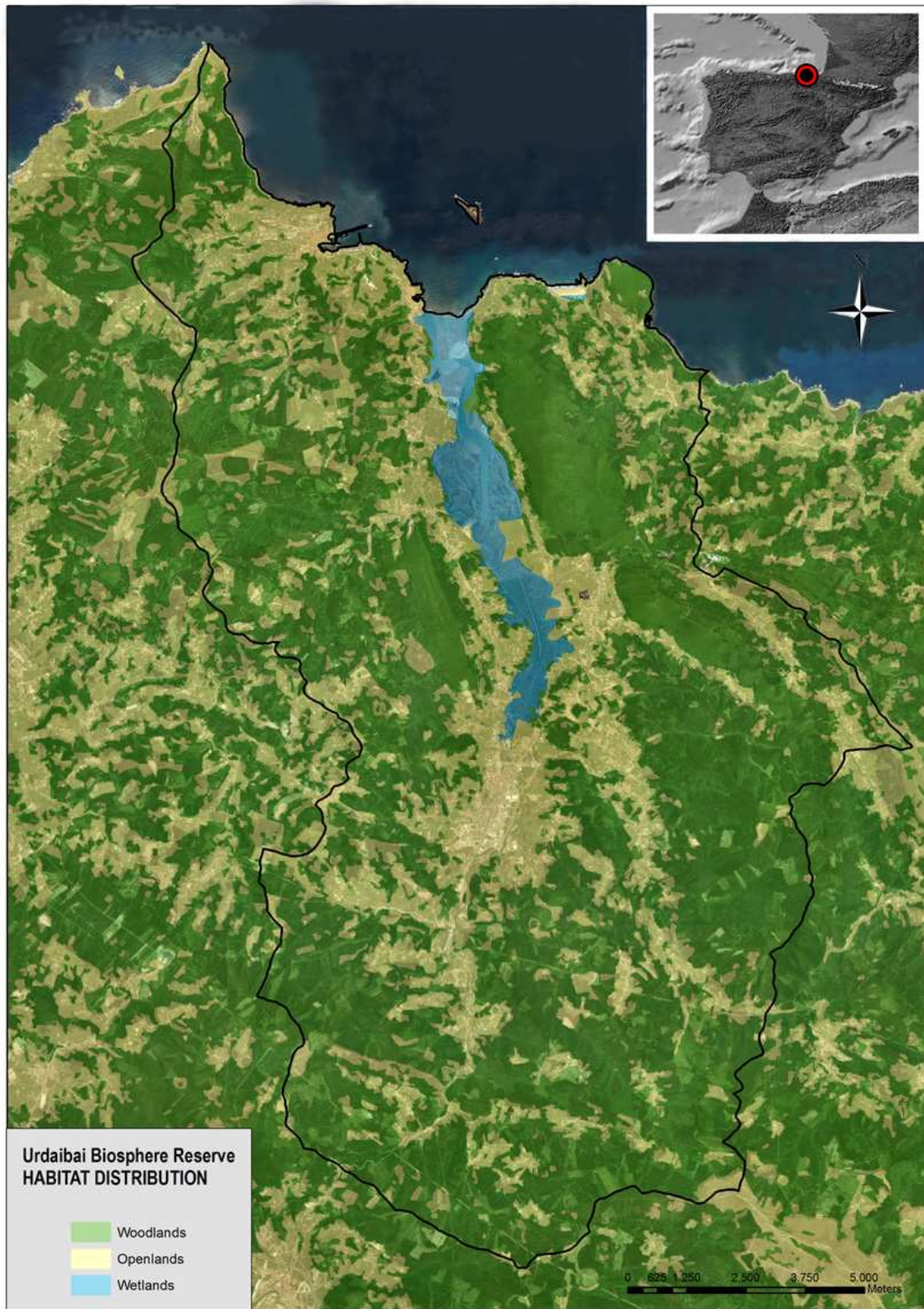


Figura 3. Distribución de los principales hábitats (formaciones forestales, zonas abiertas y humedales) de la Reserva de la Biosfera de Urdaibai

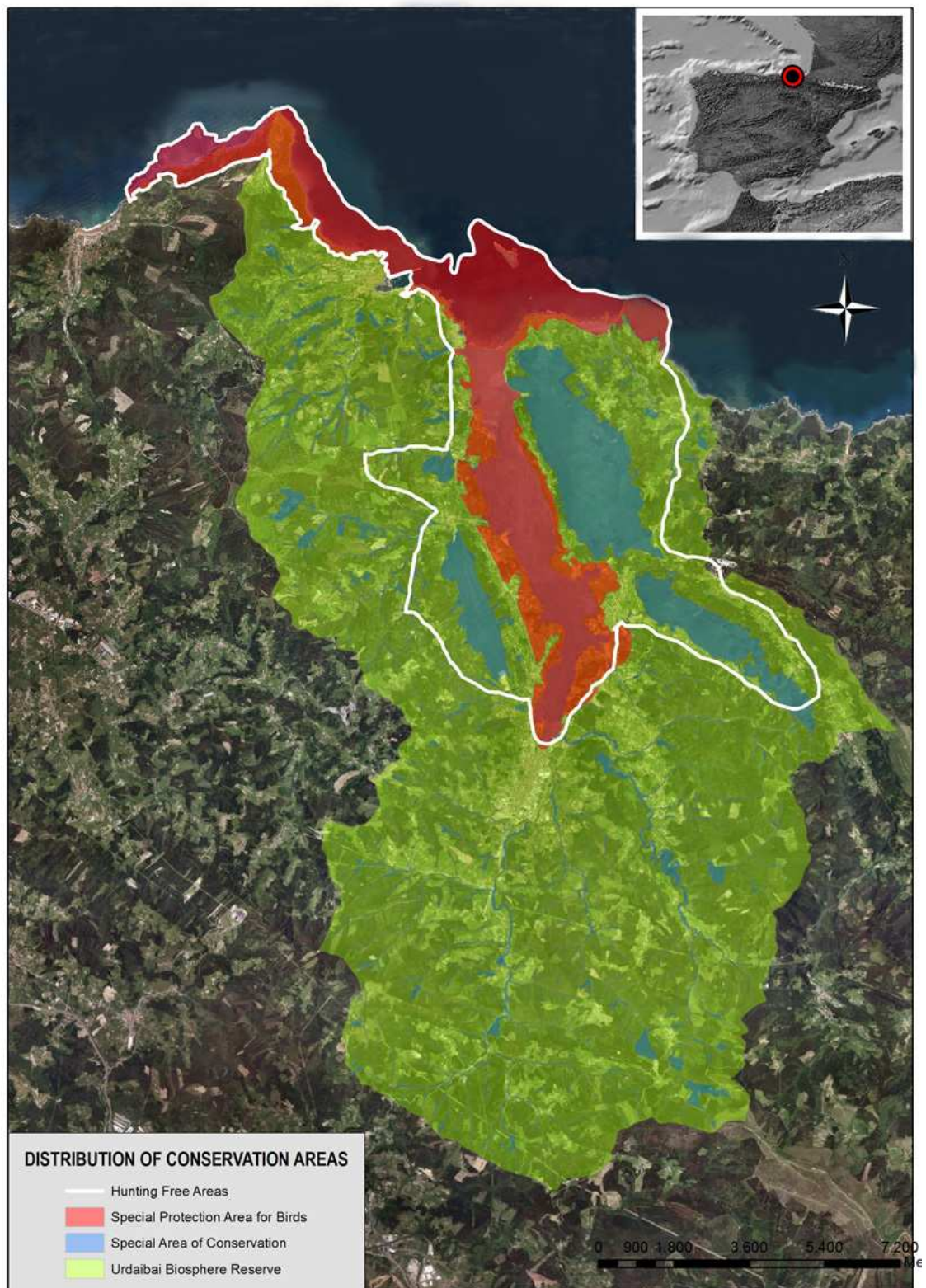


Figura 4. Distribución del Refugio de Caza, la Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA), las Zonas de Especial Conservación (ZECs) y los límites de la Reserva de la Biosfera de Urdaibai.

5. ESTUDIOS Y SEGUIMIENTO DEL ÁGUILA PESCADORA EN URDAIBAI

5.1. Fenología

El País Vasco está ubicado en pleno corredor migratorio de las águilas pescadoras que anidan sobre todo en Gran Bretaña, Francia, Alemania y Noruega (Galarza 1997, Zwarts *et al.* 2009). La migración prenupcial se desarrolla esencialmente entre principios de marzo y finales de junio, mientras que la posnupcial, mucho más abundante, tiene lugar desde finales de agosto hasta mediados de noviembre (Fig. 4). Los ejemplares migradores y algunos raros invernantes se sedimentan esencialmente en Urdaibai, la bahía de Txingudi y los embalses del sistema del Zadorra.

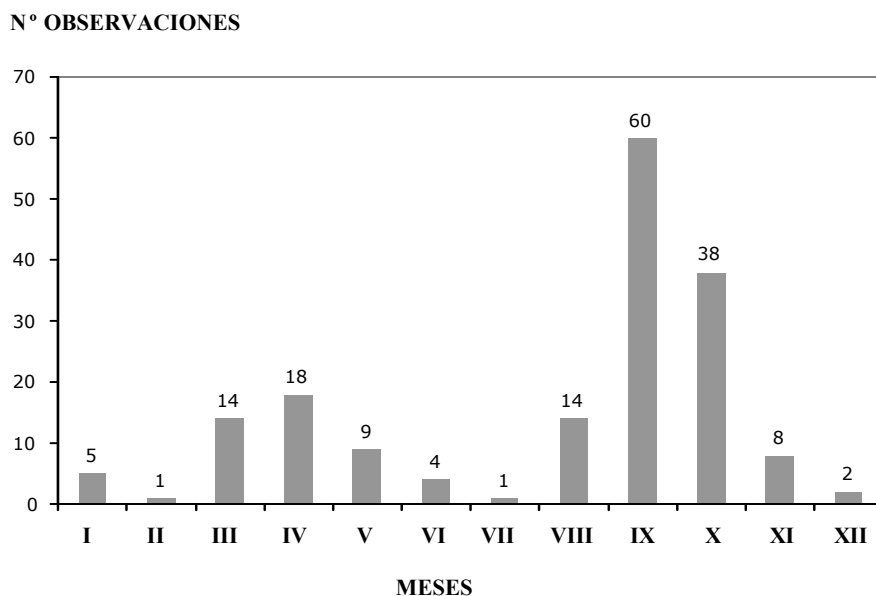


Figura 5 Evolución estacional de las observaciones de águila pescadora en el País Vasco (modificado de Galarza 1997).

En Urdaibai se observan águilas pescadoras todos los meses del año, con un patrón migrador similar al que se produce a nivel general en el País Vasco (Fig.5).

En la Figura 5 se expone la evolución de las observaciones de ejemplares en Urdaibai durante parte del periodo de migración otoñal. Así mismo, en la Tabla 2 se muestra el número de días en que fueron observados ejemplares repartidos según su número. De la información anterior se concluye que el águila pescadora es una especie de presencia regular en Urdaibai (se detecta su presencia en el 74% de los días de observación), que el pico de migrantes otoñales tiene lugar en la segunda quincena de setiembre y que en

ocasiones el estuario ha albergado un mínimo de 5 ejemplares de la especie en un mismo día.

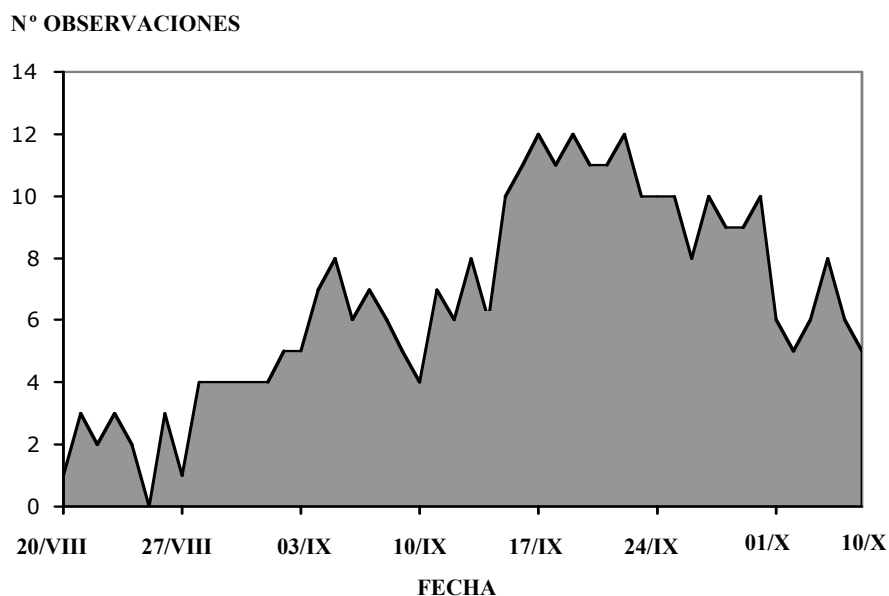


Figura 6. Evolución estacional del número de águilas pescadoras en Urdaibai entre el 20 de agosto y el 10 de octubre del periodo 2003-2007 (Garaita y Del Villar 2003-2007).

Tabla 2. Número de días con presencia de águila pescadora en Urdaibai entre el 20 de agosto y el 10 de octubre (53 días) en el periodo 2003-2010 (Garaita y Del Villar 2003-2007, Garaita 2009 y 2010).

Año	Nº días 1 ejemplar	Nº días 2 ejemplares	Nº días 3 ejemplares	Nº días 4 ejemplares	Nº días 5 ejemplares	Total días
2003	25	10	5	-	-	40 (75%)
2004	27	8	1	-	-	36 (68%)
2005	7	13	10	5	4	39 (63%)
2006	22	13	10	-	-	45 (85%)
2007	26	6	-	-	-	32 (60%)
2008	31	13	4	-	-	48 (90%)
2009	25	14	1	-	-	40 (75%)
2010	31	4	-	-	-	35 (66%)
Total días	194	81	31	5	4	315 (74%)

La observación de ejemplares en migración primaveral, aunque menor, es bastante regular, con citas de observación preferentemente en marzo y abril, si bien no es excepcional la observación de ejemplares hasta principios de verano. En la primavera de 2006 se observó aquerenciada una pareja integrada por una hembra adulta y un macho de tercer año que desarrollaron actividades de emparejamiento, cebas y movimiento de ramas, sin llegar a iniciar la construcción de nido, permaneciendo en el entorno hasta el final del verano (SEAR *com.pers.*).

5.2. Anillamiento de ejemplares en paso

En el periodo 2004-2010 se capturaron en Urdaibai siete ejemplares que fueron marcados con anilla de PVC para su identificación a distancia. De la información aportada por la lectura de anillas de estos ejemplares (Iraeta y Crespo 2010), de otros cuatro ejemplares anillados en sus países de origen y la suministrada por tres ejemplares satélitemarcados (ver Galarza y Dennis 2009; www.roydennis.org, <http://icarusblog.es/2011/11/29/el-periplo-de-la-pescadora/>) (Fig 7), sabemos que la media de sedimentación de la especie en Urdaibai es de unas dos semanas (2-36 días, n=14).

Además, se ha podido comprobar que algunos de los ejemplares repiten año tras año su parada migratoria en Urdaibai, ocupando los mismos posaderos y las mismas zonas de campeo. Este comportamiento viene determinado por la fidelidad de las pescadoras a sus localidades de parada migratoria (Alerstam *et al.* 2006, Dennis 2008), así como a sus zonas de invernada (Sayago 2008 y 2011).

5.3. Instalación de un transmisor satelital a un ejemplar en Urdaibai

El 16 de abril de 2010 se instaló un transmisor satelital a un ejemplar en Urdaibai (<http://icarusblog.es/2011/11/29/el-periplo-de-la-pescadora/>). Este ejemplar, un macho adulto, había sido capturado y anillado dos años atrás en Urdaibai. Gracias a la anilla con códigos alfanuméricos se pudo determinar que este ejemplar ocupaba un área concreta de la marisma todos los otoños, donde permanecía alrededor de diez días, antes de proseguir su viaje hacia el sur. Posteriormente, regresaba en marzo a la misma zona, donde permanecía entre 2 y 3 semanas antes de proseguir hacia su zona de cría en Escandinavia.

5.4. Análisis de dieta y disponibilidad trófica

En Urdaibai y en general en toda la costa vasca el águila pescadora se alimenta preferentemente en el interior de los estuarios. Las presas potenciales en la zona intermareal son las siguientes especies de peces: *Pagellus acarne*, *Anguilla anguilla*, *Balistes carolinensis*, *Arnoglossus thori*, *Solea vulgaris*, *Platichthys flesus*, *Pleuronectes platesa*, *Dicentrarchus labrax*, *Diplodus vulgaris*, *Lithognathus mormyrus*, *Chelon labrosus*, *Mugil cephalus*, *Liza aurata*, *Liza ramada* y *Salmo trutta*. No obstante, los peces capturados con mayor frecuencia en Urdaibai pertenecen al grupo de los mágiles (*Chelon* spp., *Mugil* spp. o *Liza* spp.) (Galarza 2010), denominados localmente “mubles”.

Tabla 3. Porcentaje de éxito y tiempo medio empleado en la pesca por el águila pescadora en Urdaibai y otras localidades.

Localidad	Autor	Periodo	% éxito captura	Tiempo (min)
Urdaibai	Galarza 2010	Migración	68,8	5,9
California (EEUU)	Ueoka y Koplín 1973	Reproducción	82	11,8
Florida (EEUU)	Szaro 1978	Reproducción	58	38,3
Wyoming, (EEUU)	Swenson 1978	Reproducción	45-48	8,8-19,7
British Col. (Canadá)	Steeger <i>et al.</i> 1992	Reproducción	24-47	-
Australia	Clancy 2005b	Reproducción	30	3,9
Baja California (México)	Castellanos-Vera/Rivera 2007	Reproducción	61	7,5
Navarra	Lekuona 1998	Invernada	65	-
Brasil	Silva y Olmos 2002	Invernada	71	-

El éxito pesquero de las águilas pescadoras en Urdaibai durante la migración otoñal es del 68,8%, aunque el porcentaje asciende al 92% si únicamente se tiene en cuenta los ejemplares identificados como adultos (Galarza 2010). El número medio de zambullidas hasta conseguir una presa se ha estimado en 2,57, para lo cual utilizan una media de 6,3 minutos por intento. La eficacia de pesca, así como el tiempo necesario para capturar una presa puede considerarse similar o superior a lo observado en localidades de cría (ver Tabla 3).

Aunque el éxito de pesca puede depender de otros factores tales como las condiciones meteorológicas (Grubb 1977, Stinson 1978, Machmer y Ydenberg 1990, Castellanos-Vera y Rivera 2007), el estatus mareal (Ueoka y Koplín 1973, Flemming y Smith 1990, Castellanos-Vera y Rivera 2007), la experiencia y habilidad individual (Szaro 1978) o la propia ecología de la presa (Swenson 1979), una alta tasa de eficiencia pesquera es un

buen indicador de las posibilidades tróficas del lugar, dado que una gran abundancia de presas intensifica la eficiencia pesquera (Flook y Forbes 1983).

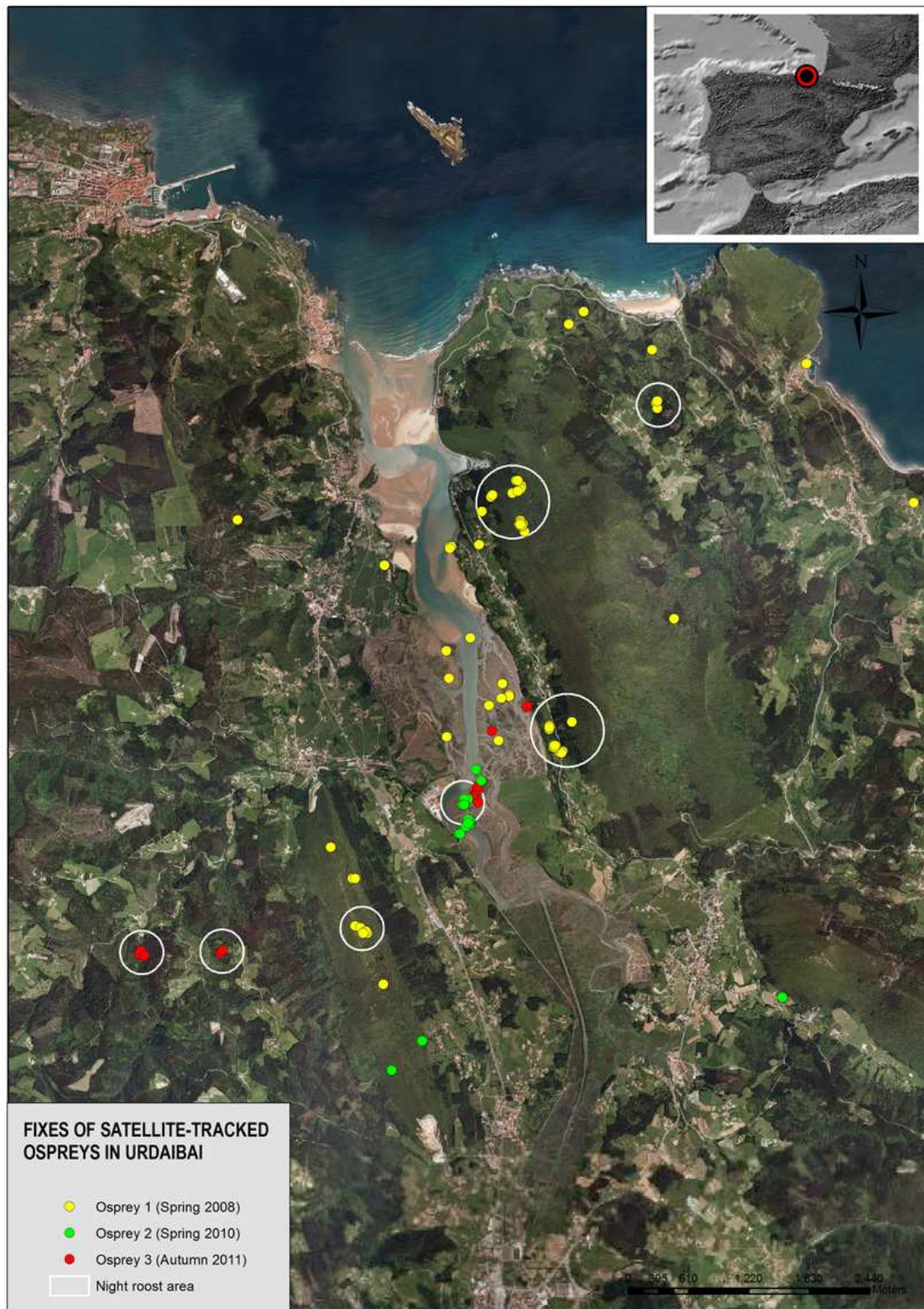


Figura 7. Localizaciones en Urdaibai de 3 ejemplares seguidos mediante satélite. Se indican las posiciones de los dormideros

5.5. Uso del territorio y análisis de disponibilidad de hábitat

Gracias a la monitorización de ejemplares anillados en Urdaibai y los datos obtenidos de los ejemplares radiomarcados, se dispone de bastante información sobre la utilización de Urdaibai por parte de las águilas pescadoras durante sus paradas migratorias. Así, por ejemplo, en la Figura 7 se exponen las localizaciones de tres ejemplares seguidos vía satélite y el emplazamiento de sus dormideros. Así mismo, en la Tabla 4 se expone la distribución de las localizaciones de uno de estos los ejemplares según actividad y hábitat.

Tabla 4. Localizaciones de un águila pescadora seguida vía satélite según actividad y tipo de hábitat

Hábitat	Parada	Vuelo	Total
Bosque	118	4	122 (84,1%)
Marisma	13	5	18 (12,4%)
Costa	4	1	5 (3,4%)
Total	124	10	145

En cuanto al uso del espacio para descansar, este mismo ejemplar utilizaba mayoritariamente el bosque colindante al estuario como zona de descanso y dormidero (Galarza y Dennis 2009). Además mostró preferencia por los encinares cantábricos, dado que de las 122 localizaciones en bosque, el 63,9% se situaron en el interior de este hábitat. Así mismo cabe destacar que la mayor parte de sus dormideros se ubicaron en el encinar o sus límites, a menudo en el ecotono con las repoblaciones añosas de pino de Monterrey. La mayoría de las localizaciones de este ejemplar satélitemarcado se produjo en las Zonas de Especial Protección o en zonas de protección moderada (Tabla 5).

Tabla 5. Distribución de las localizaciones de un ejemplar satélitemarcado durante su parada migratoria en Urdaibai en la primavera de 2008 (ver apartado 4.1.)*

Grado de protección*	Superficie (has)	Nº localizaciones
<i>Alta (Zonas de Especial Protección)</i>	2.595,8	100 (68,9%)
<i>Media</i>	1.599,8	41 (28,4%)
<i>Baja</i>	8.586,2	3 (2,08%)

Dado que las aves seleccionan sus posaderos y, especialmente sus dormideros, en función de una serie de características (tranquilidad, visibilidad, perchas,...) que

podrían asemejarse a las que determinan la elección de los puntos de cría, se han analizado las características en un radio de 200 m (*buffer zone*; Naylor y Watt 2004, Toschik *et al.* 2006) de los dormideros utilizados por este ejemplar durante su estancia en Urdaibai. Tal y como se ha indicado anteriormente, la mayor parte de los dormideros se localizaron en el interior de los encinares o en sus límites y generalmente a menos de 1 km de la zona de pesca (media = 630,5 m) y alejados de carreteras (media = 231,8 m) y edificios habitados (media = 240,6 m; Galarza y Dennis 2009). Esta información ha sido utilizada para ubicar la instalación de nidos artificiales.

5.5. Instalación de nidos artificiales

La disponibilidad de plataformas adecuadas para la nidificación es uno de los factores que limita a las poblaciones de águila pescadora (Poole 1989, Ewins 1997, Saurola 1997, Schmidt y Muller 2008). Las poblaciones septentrionales europeas de águila pescadora nidifican en árboles, tanto vivos como muertos, instalando el nido en la copa (Poole 1989). Como sustituto de los árboles, también utilizan diversas estructuras artificiales, sobre todo las torretas eléctricas, hoy en día de uso muy frecuente en la población alemana (Sömmer 1995). La construcción de estructuras *ad hoc* para favorecer su nidificación es una actividad iniciada por algunos granjeros de Nueva Inglaterra (EEUU) que estaban interesados en que las águilas pescadoras anidaran junto a sus granjas para mantener a otras rapaces alejadas de las gallinas (Poole 1989). Desde entonces la instalación de nidos artificiales para fomentar la cría del águila pescadora se ha extendido en gran parte de su área de cría. Así por ejemplo, en los años noventa del siglo pasado el 42% de los nidos de Finlandia y el 50 % de los de EEUU estaban ubicados sobre plataformas instaladas *ad hoc* (Saurola 1995, Houghton y Rymon 1997). Gracias a ello, se ha aumentado su población y extendido su área de distribución, ya que las estructuras artificiales promueven el asentamiento de nuevas parejas, incrementan la productividad y proveen de nuevos puntos de cría, allá donde escasean o faltan árboles o estructuras de nidificación apropiadas (Castellanos *et al.* 1999, Dennis 2008, Bretagnolle *et al.* 2008). Además, las parejas que instalan sus nidos sobre estructuras artificiales tienen mayor éxito reproductor que aquellas que los ubican en árboles, como consecuencia de una mayor estabilidad e inaccesibilidad de las plataformas artificiales (Van Daele y Van Daele 1982, Poole 1989). Por último, dado su comportamiento semicolonial (Löhmus 2001, Mougeot *et al.* 2002, Bretagnolle *et al.* 2008) y teniendo en cuenta que probablemente las águilas pescadoras son capaces de rastrear la presencia de

conespecíficos mediante la visualización de nidos (Löhmus 2001), la instalación de estructuras de nidificación artificiales puede favorecer la colonización natural en regiones en donde actualmente no anidan (De Jonge 2000, Nadal y Tariel 2008, Krummenacher *et al.* 2009), y constituye así mismo una herramienta imprescindible de cualquier programa de recuperación por traslocación (Martell *et al.* 2002).

Por lo tanto, siguiendo las experiencias de otros países, se instalaron seis nidos artificiales en Urdaibai (3 en marisma y 3 en bosque) teniendo en cuenta los siguientes criterios:

- Grado de tranquilidad y dificultad de acceso. Se eligieron puntos alejados de carreteras, edificios habitados y sendas concurridas (> 300 m).
- Querencias de la especie (comedero, dormitorio...). En base al uso del hábitat observado en ejemplares migradores y a los hábitos en Urdaibai de los tres ejemplares monitorizados vía satélite. Los emplazamientos boscosos están situados junto a los dormitorios que con mayor frecuencia utilizaba uno de estos ejemplares (Galarza y Dennis 2009).
- El punto seleccionado y sus alrededores (> 200 m). queda incluido dentro de una zona de máxima protección según el P.R.U.G. de Urdaibai (Zona de Especial Protección).
- Características físicas del punto, relacionadas con las querencias de la especie: existencia de árbol o soporte adecuado, visibilidad, presencia de posaderos,...).

Además, otras dos plataformas se han erigido en las orillas del pantano de Ullibarri-Gamboa (Álava), a unos 40 km al sur de Urdaibai.

Todos estos nidos artificiales se construyeron siguiendo las recomendaciones establecidas en www.roydennis.org. Se trata de estructuras desmontables diseñadas con materiales de vida efímera cuya permanencia dependerá de su éxito o fracaso como señuelos para atraer ejemplares reproductores. Junto a cada nido se acondicionó un árbol para que sirviera como percha, o bien se instaló una percha *ad hoc*. Así mismo, se instalaron figuras que simulaban águilas pescadoras, las cuales se deben retirar una vez se compruebe la presencia de ejemplares adultos durante la época de reproducción.

Desde la instalación en 2009 de los nidos artificiales, se ha constatado el uso reiterado de los mismos por parte de ejemplares migradores. Las águilas utilizan estos enclaves para descansar, alimentarse y dormir.

6. LA RECUPERACIÓN DEL ÁGUILA PESCADORA EN LA RESERVA DE LA BIOSFERA DE URDAIBAI: PLANTEAMIENTO DE VIABILIDAD, PROBLEMAS Y SOLUCIONES

6.1. Fundamentos básicos

Un núcleo reproductor podría establecerse favoreciendo el asentamiento de ejemplares migradores mediante la creación de condiciones ecológicas (protección y adecuación del hábitat a los requerimientos de la especie). No obstante, dado su carácter fuertemente filopátrico, la traslocación de ejemplares desde otras poblaciones ha demostrado que es la técnica más eficaz y segura para garantizar el establecimiento de la especie, siempre y cuando la localidad o región objeto del proyecto cuente con las condiciones ecológicas necesarias.

El desplazamiento artificial de fauna para restaurar o reforzar poblaciones animales constituye una poderosa herramienta de manejo del medio natural, capaz de generar grandes beneficios cuando se aplica con corrección. Con el objetivo de que los desplazamientos artificiales den resultados positivos y no causen efectos dañinos para el medio natural, la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) aprobó en 1987 su posición con respecto a las introducciones, reintroducciones y reconstitución de poblaciones, para más tarde elaborar la Guía para Reintroducciones (IUCN 1998).

Esta guía, que no pretende representar un código inflexible de conducta, está basada en una extensa revisión de numerosos casos en el ámbito mundial y en consultas a especialistas de diferentes disciplinas. Su objetivo principal es introducir mayor rigor en los términos y diseños utilizados, y orientar en los procedimientos y protocolos de los programas de reintroducción.

Las definiciones de la IUCN (1998) son las siguientes:

- **Reintroducción** es el intento de establecer una especie en un área que fue en algún momento parte de su distribución histórica, pero de la cual ha sido extirpada o de la cual se extinguió.
- **Desplazamiento** es el movimiento deliberado y provocado de individuos silvestres a una población existente de la misma especie.
- **Refuerzo/Suplemento** es la adición de individuos a una población existente de la misma especie.

- **Conservación/Introducciones benignas** es el intento para establecer una especie, con el propósito de conservación, fuera del área de distribución registrada pero dentro de un hábitat y área ecogeográfica apropiada. Esta es una herramienta de conservación factible sólo cuando no existen remanentes de áreas dentro de la distribución histórica de la especie.

El plan que desarrollamos estudia las posibilidades de éxito de una traslocación para recuperar al águila pescadora como especie nidificante. Según estas definiciones de la IUCN, la traslocación de ejemplares hasta Urdaibai se trataría de una reintroducción, en el caso de que con la información disponible, se considerara que el norte de la península Ibérica formó parte del área de distribución de la especie, o una introducción benigna, en caso de que se considerase que no existen datos suficientes para corroborar su presencia histórica. En cualquier caso, estaríamos tratando de una traslocación de ejemplares hasta una localidad en la que la especie mantiene una población variable compuesta por ejemplares esencialmente migradores, dependiente de los continuos desplazamientos entre las zonas de cría del norte de Europa y sus cuarteles de invernada africanos.

¿Cuándo debe llevarse a cabo una reintroducción? Según la IUCN (1998) una reintroducción puede llevarse a cabo para aumentar las probabilidades de supervivencia de una especie a largo plazo, restablecer una especie clave en un ecosistema (en el sentido ecológico o cultural), mantener y/o restaurar la biodiversidad natural, proveer beneficios económicos a largo plazo a la economía local y/o nacional, promover la toma de conciencia de la conservación, o alguna combinación de estos objetivos.

El objetivo principal de este proyecto de recuperación es el establecimiento de un núcleo reproductor del águila pescadora en Urdaibai.

Este objetivo principal se concreta en los siguientes objetivos parciales:

- Promover la restauración de la biodiversidad natural de Urdaibai
- Aumentar el área de distribución de la especie y favorecer la conectividad entre la población francesa y la del sur de la península Ibérica.
- Contribuir a la sensibilización social en torno a la conservación del águila pescadora en particular y de la biodiversidad en general.
- Promover la imagen de la Reserva de la Biosfera de Urdaibai y el ecoturismo.

6.2. Plan de viabilidad

6.2.1. Proyectos de reintroducción previos

El águila pescadora ha sido objeto de numerosos programas de reintroducción en su área de distribución norteamericana, en donde la especie sufrió un grave revés poblacional como consecuencia principalmente del uso de pesticidas (Poole 1989, Ewins 1997, Toschik *et al.* 2005). El método utilizado ha sido invariablemente el *hacking* (cría campestre), técnica que consiste esencialmente en liberar gradualmente, en la zona en donde se quiere recuperar una especie, crías nacidas en cautividad o recogidas de nidos en poblaciones salvajes (Nye 1983). Los primeros planes de reintroducción se llevaron a cabo en los estados de Pennsylvania y Tennessee (EEUU) en donde se liberaron un total de 110 y 165 pollos en los años ochenta (Rymon 1989, Hammer y Hatcher 1983). Ambos proyectos tuvieron éxito y para 1988 ya anidaban 12 parejas en Pennsylvania y 77 en Tennessee en 1996. A día de hoy, se han desarrollado con éxito diversos proyectos de reintroducción en doce estados de la Unión y se están promoviendo nuevas iniciativas para extender la población del águila pescadora a todo el territorio estadounidense. Tal es el caso de Dakota del Sur, donde en el período 2004/2010 se han liberado 91 ejemplares en el contexto de un proyecto de introducción (Horton, 2003). La técnica está hoy en día tan extendida y asumida que, incluso se ha propuesto la reintroducción de la especie para servir como instrumento para predecir el impacto de los pesticidas en una hipotética reintroducción del pigargo americano (*Haliaeetus leucocephalus*; Henny 2001).

Dado el éxito de los programas de reintroducción norteamericanos, Poole (1989) recomienda la translocación de ejemplares también en Europa como método para extender sus poblaciones y reducir su vulnerabilidad. El primer proyecto de reintroducción en Europa fue llevado a cabo en el embalse de Rutland Water (Inglaterra; Dennis y Dixon 2001). El proyecto se inició con la construcción de 5 nidos artificiales en 1995. Entre 1999 y 2001, siguiendo el protocolo llevado a cabo en los EEUU, se aplicó la técnica de *hacking* a 64 pollos extraídos de los nidos de una población donante, en este caso Escocia. En 2001 crió con éxito la primera pareja en Rutland Water y en 2011 anidaron cinco parejas; a éstas hay que añadir otras dos parejas instaladas en Gales procedentes también de este programa de reintroducción (www.ospreys.org.uk). El segundo programa se inició en 2002 y se llevó a cabo en Andalucía, en el embalse de Barbate (Cádiz) y en las marismas del Odiel (Huelva) (Ferrer y Casado 2004), en donde en el período 2003-2011 fueron liberados 146

ejemplares procedentes de Finlandia, Alemania y Escocia. Los primeros intentos de reproducción se produjeron en 2005 (Muriel *et al.* 2006) pero no es hasta 2009 cuando las primeras parejas llegaron a criar con éxito (Muriel *et al.* 2010). En 2012 se ha contabilizado un mínimo de siete parejas reproductoras y ha dado por finalizado el proyecto. El tercer proyecto se inició en Italia en 2003 con la instalación de plataformas de nidificación artificiales en el Parque Natural de La Maremma, situado en la Toscana (Monti y Troisi 2008, Monti *et al.* 2012). A partir de 2006 se llevó a cabo la translocación de ejemplares desde la vecina Córcega y en 2011 se produjo la primera nidificación en este parque natural italiano. El último proyecto está aún en fase de ejecución y se inició en 2011 en el embalse de Alqueva (Alentejo, Portugal) con la liberación de los primeros 10 ejemplares procedentes de Suecia y Finlandia (Palma y Beja 2011).

Tabla 6. Duración, número de ejemplares translocados y año de la primera reproducción exitosa en varios proyectos ya finalizados

Localidad	Duración	Nº ejemplares	1er año de cría
<i>Minnesota (EEUU)</i>	1984/1995	143	4º
<i>Pennsylvania (EEUU)</i>	1980/1986	111	6º
<i>Rutland Water (Inglaterra)</i>	1996/2001	64	5º
<i>Andalucía (España)</i>	2003/2012	164	6º
<i>La Maremma (Italia)</i>	2006/2011	33	5º

6.2.2. Posibles factores de amenaza en Urdaibai

Los factores que podrían limitar el asentamiento de una población reproductora de águila pescadora en Urdaibai pueden ser clasificados en aquellos que representan una amenaza directa y los que suponen una amenaza difusa, desde el punto de vista de que no producen una mortalidad directa de las aves pero reducen las posibilidades de asentamiento de un núcleo reproductor. El análisis de todos estos factores de riesgo resulta esencial para determinar las posibilidades de éxito de cualquier programa de traslocación, así como para tratar de corregir aquellas amenazas que se consideren importantes.

Las amenazas directas son todas aquellas que causan mortalidad no natural en las águilas pescadoras. Entre éstas destacan las muertes por disparo, el choque con cables y las electrocuciones, el envenenamiento y los accidentes con artilugios pesqueros. En

Escocia se ha calculado que alrededor del 90% de los adultos sobrevive cada año y que aproximadamente un 40 % de los ejemplares alcanzan la edad de reproducción (Dennis 2008).

Entre las amenazas difusas, es decir, aquellas que no producen la mortalidad de las águilas pescadoras pero reducen la capacidad del medio para garantizar el asentamiento de un núcleo reproductor, destacan la antropización del territorio y las consecuencias que se derivan de éste (molestias, ocupación de hábitat,...), la destrucción del hábitat, la baja disponibilidad de recursos tróficos y la contaminación.

6.2.2.1. Caza ilegal

La presión cinegética sobre las águilas pescadoras ha disminuido notablemente en las últimas décadas, sobre todo a partir de los años setenta del pasado siglo (Poole 1989, Saurola 1994). No obstante, la caza ilegal podría considerarse todavía hoy en día un peligro para la especie por lo que debe evaluarse su efecto potencial sobre un hipotético proyecto de reintroducción.

En la actualidad, la caza está prohibida con carácter general desde febrero hasta mediados de agosto en todo el territorio de Bizkaia. En 1978 la Diputación Foral de Bizkaia declaró la prohibición permanente de la caza en el área de las marismas de Urdaibai, aunque no es hasta 1984 cuando la prohibición de caza se hace efectiva, al dotar a Urdaibai con personal de vigilancia específico. En 1987 se creó el Refugio de Caza (Decreto Foral 140/1987), posteriormente ampliado (Decreto Foral 121/1992). Con el objetivo de adecuar sus límites a lo estipulado en la Ley del Parlamento Vasco 5/1989 de Protección y Ordenación de la Reserva de la Biosfera de Urdaiba, en 1999 se llevó a cabo una última revisión que amplió la superficie del Refugio de Caza (Fig. 4).

Actualmente la caza está prohibida en cualquier época del año en unas 5.500 ha de Urdaibai, que incluyen la totalidad de las marismas y zonas costeras, así como los encinares cantábricos y zonas de campiña intermedias entre éstos y las marismas. En el resto de la superficie bajo la normativa de la Reserva de Urdaibai, la actividad cinegética está regulada como Zona de Caza Controlada. Tanto en Urdaibai como en las áreas adyacentes las modalidades de caza más comunes son la del jabalí (*Sus scrofa*), la becada (*Scolopax rusticola*) y la paloma torcaz (*Columba palumbus*) y los zorzales migratorios (*Turdus philomelos* y *Turdus iliacus*) en puestos fijos. Esta última modalidad es la única que podría suponer un riesgo para el águila pescadora, al llevarse a cabo en algunos casos en acantilados costeros a los que eventualmente se acercan las

pescadoras en sus movimientos migratorios. No obstante, la caza de palomas y zorzales migratorios se lleva a cabo entre octubre y diciembre, época en que los ejemplares locales habrían ya partido hacia sus cuarteles de invernada africanos. Cabe destacar así mismo que en las últimas décadas no se ha registrado la muerte por disparos de ningún águila pescadora en todo el territorio de Bizkaia. En conclusión, la caza no puede considerarse un factor de riesgo importante para el asentamiento del águila pescadora como especie reproductora en Urdaibai.

6.2.2.2. Líneas eléctricas

Tanto las torres como los tendidos eléctricos representan una grave amenaza para la conservación de las aves de gran envergadura (Janss 2000) y, por tanto, constituyen un riesgo a tener en cuenta en la conservación de las águilas pescadoras. La electrocución es la principal causa de mortalidad de la especie en la población de Córcega (Thibault *et al.* 2001) y en ejemplares en migración a través de Italia (Rubolini *et al.* 2005). En España se han detectado también varios casos de muerte por esta causa, sobre todo en la población de las islas Baleares (Viada y Triay 1999, Triay *et al.* 2004). Por ello, el aislamiento de los tendidos eléctricos en el entorno de los humedales y otros hábitats con presencia habitual de la especie es una de las medidas propuestas para la conservación del águila pescadora en España (Triay y Sivero 2004).

Urdaibai es un entorno salpicado de multitud de pueblos, aldeas y caseríos dispersos que está dotado de una intrincada red eléctrica lo que a priori constituye un peligro importante para las aves, en particular para garzas, cigüeñas y rapaces. La gran incidencia que este peligro puede suponer para algunos grupos de aves en Urdaibai está testada por los resultados obtenidos durante el proceso de reintroducción de la cigüeña blanca (*Ciconia ciconia*), cuando se constató que al menos un 20% de los ejemplares liberados en la Reserva murió como consecuencia de accidentes con tendidos eléctricos (4 ejemplares electrocutados y 3 ejemplares muertos por choque; Galarza y García 2012). Así mismo, la peligrosidad de los apoyos de la red eléctrica situados en las zonas frecuentadas por el águila pescadora durante su estancia en Urdaibai se ha puesto de manifiesto con la electrocución de un ejemplar de esta especie en el cabo Matxitxako (Bermeo) en mayo de 2005.

Promovido por el Patronato de la Reserva, en el año 2002 se realizó la cartografía y caracterización de cada uno de los tendidos eléctricos en Urdaibai, realizándose un inventario de la totalidad de los apoyos, estableciéndose una valoración de riesgos de

afección a la avifauna e introduciéndose recomendaciones para su corrección. Gracias a un acuerdo económico entre la Dirección de Biodiversidad del Gobierno Vasco y la empresa Iberdrola se han instalado balizas anticolidión en 13 km y se han efectuado correcciones antielectrocución en 128 apoyos (Gobierno Vasco, 2007-2008). En una actuación más reciente, promovida por el Patronato de la Reserva en el marco de una restauración de marisma se han eliminado 2,5 km de tendido eléctrico (44 apoyos); Gobierno Vasco, 2009).

Dado que se han corregido o eliminado la práctica totalidad de los apoyos y tendidos eléctricos susceptibles de causar mortalidad en la especie puede aseverarse que en la actualidad las infraestructuras eléctricas no constituyen una amenaza seria para el águila pescadora en Urdaibai (ver Gobierno Vasco 2012).

6.2.2.3. Molestias derivadas de la antropización del territorio

Las molestias ligadas a la actividad humana pueden inducir modificaciones comportamentales que pongan en peligro la conservación de determinadas poblaciones animales (Platteeuw y Henkens 1997, Frid y Dill 2002), y son uno de los principales problemas de conservación de las aves en muchos espacios protegidos (Le Corre *et al.* 2009). Entre estas molestias destacan aquellas derivadas de las actividades de recreo y deporte al aire libre (senderismo, marisqueo, canoas, embarcaciones, etc; Le Corre *et al.* 2009).

En el caso del águila pescadora, numerosos trabajos han demostrado que las molestias humanas pueden causar abandono de nidos y fallos en la reproducción, sobre todo cuando se trata de perturbaciones repentinas surgidas durante la incubación (Poole 1981, Levenson y Koplín 1984, Vana-Miller 1987, Saurola 1997, Triay *et al.* 2004), razón por la que debe analizarse el grado de presencia humana como factor limitante de los programas de recuperación.

Urdaibai tenía en 2006 una población de 44.784 habitantes. Ello representa una densidad de 140 hab/km², muy por debajo de la densidad de población del Territorio Histórico de Bizkaia (598 hab/km²) y la Comunidad Autónoma del País Vasco (288 hab/km²). No obstante, y a pesar de que cerca del 75% de su población vive concentrada en los núcleos urbanos de Gernika y Bermeo, Urdaibai puede considerarse como un espacio moderadamente humanizado. Por un lado, la Reserva está salpicada de pueblos, aldeas y caseríos aislados y posee una intrincada red de caminos, pistas y carreteras. Además, sus costas y playas constituyen un creciente foco de atracción para miles de

personas durante los fines de semana y el verano. Aunque la mayor parte de esta presión incide esencialmente sobre determinados enclaves, ciertas actividades de ocio pueden ejercer un importante estrés para la fauna salvaje y, en particular para el águila pescadora. El impacto de las actividades humanas desarrolladas habitualmente en Urdaibai sobre una hipotética reproducción de la especie dependerá de su afección a zonas de alimentación o a zonas de reproducción.

En el estuario, la principal zona de alimentación del águila pescadora en Urdaibai, las molestias derivadas de las actividades humanas pueden ser muy intensas en determinadas épocas del año. El efecto de las perturbaciones producidas por el trasiego humano por el estuario han sido testadas principalmente en relación con la presencia otoñal de las espátulas (*Platalea leucorodia*) migradoras (Del Villar *et al.* 2007). Entre las molestias que podrían afectar a la eficiencia pescadora de las águilas destacan la pesca deportiva y semiprofesional (pesca desde embarcaciones y marisqueo), y las actividades deportivas (canoas y surf, principalmente). A pesar de la limitación de usos permitidos en esta Zona de Especial Protección, la mayor parte de estas actividades se llevan a cabo sin una regulación especial. De hecho, las dos únicas medidas de gestión activa se refieren al tránsito de embarcaciones regulado por la ley 5/1989 de Protección y Ordenación de Urdaibai y a las vedas a la recolección de marisco decretadas anualmente por el Gobierno Vasco. La primera es del todo insuficiente puesto que únicamente regula la velocidad de tránsito de embarcaciones a motor, sin que existan zonas o períodos en los que la entrada de embarcaciones a determinadas zonas del estuario queden restringidas para favorecer a la avifauna nidificante o migradora. Así por ejemplo, ha quedado demostrado que la intrusión de piraguas por los canales secundarios del estuario y las embarcaciones a motor son dos de las causas de estrés más importantes para las espátulas migradoras (ver por ejemplo, Del Villar *et al.* 2007). La segunda medida de gestión afecta a la recolección de marisco y otros invertebrados en el estuario. Esta práctica ha sido descrita también como una de las causas de estrés más importantes que afectan a las espátulas en migración (Del Villar *et al.* 2007). No obstante, la incidencia de este factor de estrés podría reducirse durante los meses de reproducción del águila pescadora (abril-julio), ya que la recolección de todas las especies sujetas a regulación pesquera finaliza a finales de abril. Cabe reseñar, sin embargo, que durante este periodo persisten molestias asociadas a la recolección de invertebrados no sujetos actualmente a regulación (gusanas de cebo y quisquillas, principalmente). Aunque se desconoce el grado de afección que todas estas molestias

descritas podrían tener en un hipotético intento reproductor, las águilas pescadoras sedimentadas en Urdaibai durante la migración muestran bastante tolerancia hacia el acercamiento de botes, piraguas o mariscadores según Del Villar y Garaita (2005). Además, en caso de producirse un intento de reproducción en esta Zona de Protección Especial, podría establecerse al amparo de la Ley de Conservación de la Naturaleza del País Vasco una zona de amortiguación (*buffer zone*) durante el período crítico, de forma que se limite el acceso al punto de cría, tal y como se viene haciendo en otros ámbitos geográficos (Naylor y Watt 2004) y se aplica también en los puntos de cría del alimoche común (*Neophron percnopterus*) en la propia Bizkaia.

La información sobre el uso del hábitat por algunos ejemplares estacionados en Urdaibai durante la migración (ver apartado 5.3.) apoya la hipótesis de que los encinares cantábricos (Zona de Especial Protección P3) que jalonan las márgenes del estuario podrían representar un hábitat adecuado para la reproducción de la especie. En este hábitat las únicas actividades permitidas son los usos recreativos que no requieran licencia o autorización alguna y las actividades forestales de conservación y regeneración de bosque, estando expresamente prohibida la circulación de vehículos a motor. Dos son los usos recreativos que podrían afectar a la reproducción: el senderismo y la escalada. En la actualidad, el senderismo en los encinares cantábricos es de baja intensidad y, por las especiales características de la zona por la que transcurre (alta densidad y cobertura del arbolado), no parece representar una amenaza para la reproducción del águila pescadora. En cuanto a la escalada, ésta está prohibida en los acantilados de Ogoño la mayor parte del año en cumplimiento de los planes de manejo del paño europeo (*Hydrobates pelagicus*) y el cormorán moñudo (*Phalacrocorax aristotelis*; decretos 112/2006 y 116/2006 de la Diputación Foral de Bizkaia). En este sentido, cabe destacar que en los últimos años se han tomado las medidas necesarias para evitar la escalada durante el período reproductor de las rapaces rupícolas y las aves marinas (vigilancia y señalización). Gracias al establecimiento de estas medidas en 2008 una pareja de alimoches (*Neophron percnopterus*) se reprodujo con éxito por primera vez en Urdaibai, siendo ésta una especie altamente sensible a las molestias en el entorno de nidificación (Zuberogoitia *et al.* 2008).

Por otra parte, las actividades forestales en esta Zona de Especial Protección son prácticamente nulas y limitadas a pequeñas entresacas para leña realizadas en su periferia, dada la dificultad de acceso de este hábitat y las disposiciones del PRUG de la Reserva.

No obstante, el águila pescadora puede anidar alejada varios kilómetros de las zonas de alimentación (ver apartado 3.2.) por lo que a priori buena parte de la superficie de Urdaibai, cubierta en un 67% por arbolado, puede considerarse hábitat de cría potencial. Aunque gran parte de esta superficie forestal está ubicada fuera de las áreas de protección, la normativa actual permite el establecimiento de medidas protectoras *ad hoc* que garanticen la protección de los enclaves en torno a los nidos.

Se ha descrito que los efectos de las molestias humanas parecen estar estrechamente asociados al nivel de hábito de la pareja implicada (D'Eon y Watt 1994). Así, las parejas que anidan o han nacido cerca de zonas concurridas por la población humana, o inician la incubación cuando ya se están desarrollando en las cercanías actividades humanas suelen ser más tolerantes a las perturbaciones (Van Daele y Van Daele 1982, Poole 1981). Por ello, en zonas intensamente humanizadas como es el caso de Urdaibai se ha sugerido la conveniencia de habituar a los pollos utilizados en las traslocaciones a un cierto grado de presencia humana durante su estancia en la torre de *hacking* (Dennis 2008).

6.2.2.4. Destrucción de hábitat

Aunque cambios drásticos del hábitat pueden alterar su abundancia y distribución (Ewins *et al.* 1995), las águilas pescadoras son capaces de tolerar modificaciones importantes del paisaje, siempre y cuando se conserven estructuras adecuadas sobre las que construir sus nidos (Naylor y Watt 2004).

Urdaibai ha experimentado importantes cambios paisajísticos a lo largo de su historia más reciente. Hasta mediados del siglo XX su territorio estuvo intensamente dedicado a la agricultura y la ganadería, mientras que la extensión de la cubierta forestal era muy escasa y fragmentada. Por otro lado, la intensificación de la agricultura y diversas obras civiles (ferrocarril y canal de navegación) conllevó la construcción de diques y canales de drenaje y la ocupación de tierras marginales del estuario. La histórica deforestación del territorio se agravó a principios del siglo XX y afectó intensamente a los encinares cantábricos que quedaron muy deteriorados al ser explotados mediante intensas rozas de matarrasa.

En la segunda mitad del siglo pasado tuvo lugar un proceso de abandono paulatino de las actividades agropecuarias, a la vez que se sustituyó la leña por otras fuentes energéticas y se produjo una intensa reforestación con arbolado de crecimiento rápido (al principio sobre todo *Pinus radiata*, y en las últimas décadas *Eucalyptus globulus*;

Ainz y González 2008). El resultado general es el de un paisaje intensamente forestal en el que las actividades agrícolas y ganaderas pueden considerarse marginales. Este incremento de la superficie forestal ha propiciado un notable aumento de la abundancia de todas las especies de rapaces forestales en las dos última décadas (Zuberogoitia *et al.* 2011).

En la actualidad, tanto las zonas de alimentación como una parte importante de las zonas potenciales de cría están declaradas como zonas de protección según las disposiciones de la Ley 5/1989 de Protección y Ordenación de Urdaibai por lo que existen instrumentos legales eficaces para garantizar la conservación del hábitat. Además, del análisis del uso del territorio del ejemplar de águila pescadora escocesa seguida por radiosatélite, cabe presumir, aunque sea de modo provisional, que existe una alta adecuación de las figuras legales de protección del hábitat a las querencias de la especie en Urdaibai, dado que la mayoría de las localizaciones se produjeron en zonas dotadas de protección (Tabla 5, Apartado 5.5.; Galarza y Dennis 2009).

Además, en la actualidad existen varios proyectos para restaurar la superficie de marismas (Gobierno Vasco 2011), así como otros ya finalizados, en los que se han recuperado lagunas salobres (Gobierno Vasco 2007), que ya están siendo utilizadas por las águilas pescadoras como zonas de alimentación.

6.2.2.5. Baja disponibilidad de recursos tróficos

La cantidad de recursos tróficos disponibles puede ser un factor limitante para el mantenimiento de una población reproductora. En Urdaibai únicamente se ha observado la captura de peces de la familia Mugilidae (múgiles o lisas; Galarza 2010), sin duda el grupo piscícola más abundante en el estuario, con una abundancia aparente mucho más elevada que la de cualquier especie presente en las áreas de cría del norte de Europa (R. Dennis *com. pers.*). La gran abundancia de múgiles, la alta eficiencia de pesca observada (Galarza 2010) y la continuada presencia de ejemplares de águila pescadora en el estuario durante ambos pasos migratorios permite deducir de forma preliminar que el recurso trófico no constituye un factor limitante para el establecimiento de una población reproductora en Urdaibai.

6.2.2.6. Contaminación

El fracaso reproductivo como consecuencia de la bioacumulación de sustancias contaminantes ha sido en el pasado una de las causas de regresión más importantes para

la especie en todo el mundo (Spitzer *et al.* 1977). Gracias a la erradicación del uso de pesticidas organoclorados (DDT) la especie se ha recuperado en parte de su área de distribución. No obstante, y a pesar de que las águilas pescadoras pueden criar con éxito en lugares expuestos a niveles de contaminación elevados (Rattner *et al.* 2008), la gran persistencia del DDT, así como la exposición a otros contaminantes, tales como los policlorinato bifenilos (PCBs) o el mercurio, es todavía un factor que limita su éxito reproductor en algunas regiones (ver por ejemplo Toschik *et al.* 2005). En consecuencia es necesario conocer el nivel de contaminantes de las presas potenciales del águila pescadora en Urdaibai para poder determinar si éste podría ser un factor limitante del éxito reproductor de la especie en el área.

Díez (1996) analizó las concentraciones de metales (Ni, Pb, Cr, Cd, Cu, Fe y Zn) y de compuestos orgánicos (PsHA, PCBs, DDTs, lindano) sobre muestras de músculo de múníl (*Mugil cephalus*) y platija (*Platyichthys flesus*) en varios puntos del estuario de Urdaibai, aunque solamente pudo comparar los datos de la segunda especie con los aportados por la bibliografía. Según este autor, las concentraciones de metales y compuestos químicos orgánicos en los tejidos de *Platyichthys flesus* en Urdaibai se encontraron dentro de los rangos encontrados en otras investigaciones (ICES 1980 y 1984, Murray y Norton 1982, Murray y Portmann 1984, Franklin 1987). Este autor considera de modo preliminar que los niveles de metales y compuestos químicos orgánicos bioacumulados indican una baja biodisponibilidad de contaminantes, especialmente clara para el DDT y el lindano, de los que no se han encontrado niveles detectables.

Asimismo, y dado el escaso volumen de información existente a este respecto, puede resultar de interés evaluar el grado de contaminación del estuario de Urdaibai en relación con las concentraciones de contaminantes en otras matrices que, por un lado, ofrecen información integradora de la contaminación existente y, por otro, permiten evaluar, aunque de manera indirecta, el riesgo de que tales contaminantes se transfieran a los organismos. Éste es el caso de los metales y compuestos orgánicos de los sedimentos.

En el último informe de la “Red de seguimiento del estado ecológico de las aguas de transición y costeras de la Comunidad Autónoma del País Vasco” (Ura 2011) en los capítulos correspondientes al estuario de Urdaibai se indica que salvo para el níquel en ningún otro caso se superan los niveles de efectos potencialmente adversos sobre los organismos. Incluso en el caso del níquel, se trata de valores próximos a las

concentraciones de fondo regionales. De esta forma, el estado químico de los contaminantes específicos analizados en sedimentos para el año 2011 cumple con los objetivos de calidad.

Además, resulta previsible una importante mejora de la calidad de las aguas de Urdaibai en los próximos años, una vez quede finalizado el plan de saneamiento de la comarca, actualmente en ejecución.

6.3. Recomendaciones básicas de la IUCN (1998) y su respuesta en la Reserva de la Biosfera de Urdaibai

6.3.1. Deben existir evidencias históricas de la presencia de la especie en el área objeto de la reintroducción

El águila pescadora mantiene actualmente en Europa una gran población en el Norte y pequeñas y aisladas poblaciones en el Sur, como consecuencia de su histórica persecución debido a su competencia con el ser humano. Sin embargo, se ha considerado que en ausencia de persecución su distribución se extendería desde el Ártico hasta el norte de África. (Voous 1960, Dennis 2008). El análisis de los restos fósiles arroja poca luz a este respecto, ya que se trata de una especie que aparece con poca frecuencia en los yacimientos del Pleistoceno (Zachos y Schmölcke 2006). De hecho, aunque se ha citado en Atapuerca (1,2-1,3 millones de años; EIA, 2008) no aparece en yacimientos de la costa mediterránea situados en su área de distribución reciente (Sánchez 1996). En varias iglesias románicas del norte de la Península se aprecian representaciones escultóricas de águila pescadora, Así por ejemplo, en Santa María de Tiermes (Soria), en San Martín de Mondoñedo (Foz, Lugo), en Santa María de Quevedo (Molledo, Cantabria), en San Cipriano de Bolmir (Campoo de Enmedio, Cantabria) y en la Colegiata de Santa Juliana (Santillana del Mar, Cantabria) (A.Galarza, *obs. pers.*). Esta información aún no pudiéndose considerar una evidencia de reproducción sí constituye una prueba de que la especie formaba parte del acervo popular de los habitantes del norte peninsular en el siglo XII.

La reproducción del águila pescadora en el norte de la península Ibérica está citada en Ribadesella (Asturias), en donde una pareja anidó hasta 1960 (Bijleveld 1974). Más recientemente, se ha citado la observación de un ejemplar aportando material a un nido en un embalse alavés en 1973 (Ferrer y Casado 2004) y posteriormente se conocen

intentos fallidos de cría en dos localidades oscenses, el más reciente en 2005, cuando una pareja construyó su nido en el embalse de Barasona (Lorente 2005). Existe también la observación de una pareja con comportamiento reproductor en la propia Urdaibai (SEAR *com. pers.*). En la actualidad, el núcleo de cría más cercano está en Francia, a unos 600 km al norte de Urdaibai, y está integrado por unas 25-30 parejas reproductoras (Wahl *et al.* 2008, Nadal y Tariel 2008).

6.3.2. Deben identificarse, eliminarse o reducirse a un nivel adecuado las causas que provocaron su declive.

Resulta del todo imposible identificar las causas determinantes de su extinción a nivel local, aunque la persecución directa pudo haber sido un importante factor de extinción, tal y como ha sucedido en el caso de otras muchas rapaces. Así mismo, dadas las características de su nido y el importante papel del manejo forestal en su conservación (Saurola 1997, Ewins 1997), cabe aventurar también la hipótesis de que los intensos procesos de deforestación y/o manejo silvícola que se llevaron a cabo históricamente en la región hayan sido los causantes de la destrucción de los nidos, como resultado de su expolio o de la eliminación de plataforma adecuadas para la cría.

Hoy en día la mayor parte de la superficie forestal en torno a las marismas forma parte de las figuras de protección que impiden el deterioro de este tipo de hábitats. Además, el 67% de la superficie de Urdaibai está cubierta por arbolado (Ainz y González 2008) lo que garantiza hábitat disponible para la nidificación.

Las disposiciones legales que hoy en día protegen a la especie, así como las que preservan la Reserva de Urdaibai, permiten descartar la persecución directa o la destrucción de las zonas de cría y alimentación como un riesgo potencial. Por otro lado, la falta de emplazamientos aptos para la cría puede combatirse eficazmente con la instalación de plataformas o la construcción de nidos artificiales (Martell *et al.* 2002, Dennis 2008; ver apartado 5.5) y la conservación del arbolado más añoso. Por último, recientemente se ha iniciado la aprobación de regulaciones enfocadas a la reducción de las perturbaciones derivadas de la actividad humana en toda la Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA ES0000144; Gobierno Vasco 2012).

6.3.3. Debe existir hábitat suficiente para albergar una población viable

Teniendo en cuenta la capacidad trófica, la extensión del estuario y la amplia superficie forestal que lo jalona, se estima que Urdaibai tiene capacidad para albergar un núcleo

reproductor integrado por unas 8-10 parejas de águila pescadora, siempre y cuando se instalen plataformas para la nidificación, se mantenga la protección actual del hábitat y se tomen medidas que minimicen la perturbación procedente de las actividades humanas (principalmente derivadas del ocio), en especial durante la época de cría. Por otro lado, la población podría expandirse hacia otras localidades próximas e igualmente aptas para la especie (punto 4.2. sobre la conectividad de las poblaciones), propiciando un sistema de pequeños núcleos reproductores repartidos por los estuarios cantábricos y también por los embalses del interior (Sobrón, Aguilar, Ullibarri-Ganboa, Undurraga,...), que daría lugar a una metapoblación viable en el norte de la península Ibérica.

6.3.4. Los ejemplares utilizados para la reintroducción deben proceder de una población lo más próxima genéticamente a la población local extinguida

Los estudios genéticos elaborados hasta la fecha indican la existencia de un único patrón genético en la población europea (ver Ferrer y Casado 2004). Por otra parte, cabe predecir que una hipotética recolonización natural del norte de la península Ibérica se produciría a partir de ejemplares de la floreciente subpoblación septentrional, dada la ubicación geográfica de la región en plena ruta migratoria y el carácter poco migratorio de la pequeña subpoblación mediterránea. Por tanto, el restablecimiento por traslocación de un núcleo reproductor de águila pescadora en la Reserva de Urdaibai a partir de ejemplares procedentes de un país donante del norte de Europa no haría sino acelerar un proceso que podría llegar a producirse de forma natural a partir de ejemplares migradores.

6.3.5. La extracción de ejemplares no debe suponer riesgo alguno para la población donante

Poole (1989) considera que una productividad anual de 0,8 pollos por pareja es suficiente para mantener una población estable, por lo que resulta imprescindible que la población donante tenga como mínimo dicha productividad. Se ha estimado la productividad media de la población de Finlandia en 2,1 y la de Escocia en 1,43 jóvenes por nido y año (Saurola 1997, Dennis 2001). Dado que estas productividades se encuentran por encima del umbral considerado como suficiente para garantizar el mantenimiento de sus respectivas poblaciones, las dos pueden considerarse potenciales poblaciones donantes en cualquier programa de reintroducción. Además, ambas poblaciones se encuentran en crecimiento (Figuras 9 y 10). La población en 2012 era de

unas 1.300 parejas en Finlandia y 270-300 parejas en Escocia. De hecho, los dos países citados han donado ejemplares al proyecto de reintroducción llevado a cabo en el sur de España (Ferrer y Casado 2004). En cualquier caso, el impacto y la conveniencia de la extracción de ejemplares de la población salvaje deberá ser evaluado por expertos del país donante.

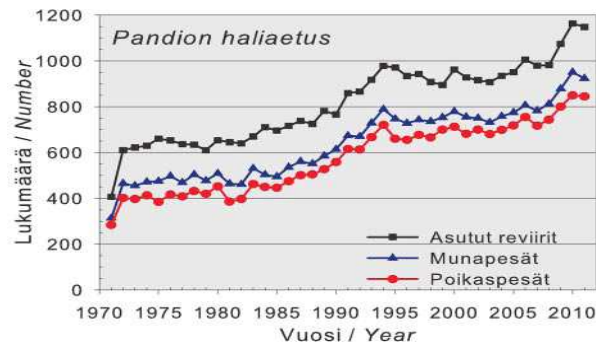


Figura 9. Evolución del nº de nidos con éxito (negro), el nº de territorios ocupados (azul) y el número de nidos ocupados (rojo) en Finlandia (Saurola 2011).

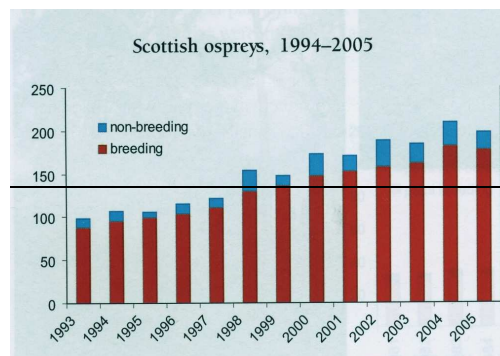


Figura 10. Evolución del nº de parejas en Escocia (Dennis 2008)

7. PROGRAMA DE RECUPERACIÓN

7.1. Criterios de selección del área de trabajo

Se ha seleccionado la Reserva de la Biosfera de Urdaibai (Bizkaia, País Vasco) en función de una combinación de razones técnicas y biológicas:

- Urdaibai es una Reserva de la Biosfera con una extensión de 220 km². Además, la Reserva incluye una Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA ES0000144) y tres Zonas de Especial Conservación (ZEC ES2130007, ZEC ES2130008 y ZEC ES2130006). Por tanto, al tratarse de un espacio dotado de figuras de protección específicas la conservación del hábitat está asegurada.
- Se ha constatado una alta disponibilidad de presas, así como también un elevado éxito pesquero de las águilas pescadoras que ocupan Urdaibai durante la migración.
- Las zonas arboladas ocupan en el País Vasco el 55% de su territorio, una de las tasas más altas de Europa. En el caso de la Reserva de Urdaibai, el 67 % de su superficie está ocupada por arbolado, lo que garantiza sustrato suficiente para la nidificación. Además, en los últimos años se han instalado nidos artificiales con el objetivo de favorecer la reproducción de la especie.
- La Reserva de Urdaibai es una de las localidades del norte peninsular en donde más ejemplares se han observado en las últimas décadas (más de un centenar en los últimos diez años). Ello es debido a que está ubicada en plena ruta migratoria de las poblaciones de Gran Bretaña, Alemania y Noruega. Esta circunstancia favorece la parada migratoria de ejemplares subadultos, y por tanto aumenta las probabilidades de éxito del programa de recuperación.
- La Reserva de Urdaibai está situada en la cercanía de otras muchas localidades adecuadas para la reproducción de la especie. En un radio de 100 km en derredor se ubican muchos de los parajes asiduamente visitados por ejemplares en migración o invernada (Parque natural de las marismas de Santoña, Bahía de Santander, Txingudi, pantano de Sobrón, río Ebro y embalses alaveses).
- Se ha constatado un reducido nivel de potenciales amenazas para la especie. La caza está permanentemente prohibida por medio de un Refugio de Fauna (5.500 ha), se ha llevado a cabo la corrección de las infraestructuras de suministro eléctrico (torretas y tendidos), la calidad del agua en el estuario es aceptable, la

conservación del hábitat está garantizada y se están tomando medidas para minimizar las perturbaciones causadas por las actividades humanas.

- En Urdaibai se dan unas buenas condiciones técnicas y logísticas para el desarrollo del proyecto ya que actualmente trabaja en la zona un equipo especializado en la investigación y educación ambiental en el ámbito de la avifauna (Urdaibai Bird Center), con experiencia previa en el estudio del águila pescadora. Este equipo, junto a dos centros educativos de la Reserva de Urdaibai, ha iniciado ya un proyecto educativo relacionado con la migración del águila pescadora, denominado *Linking Schools and Communities* y liderado por *The Osprey Migration Foundation* (Reino Unido).

7.2. Equipo multidisciplinar de trabajo

Dirección Técnica:

Dr. Aitor Galarza (Sociedad de Ciencias Aranzadi)

Coordinación general: Juan Antonio Dublang (Departamento de Medio Ambiente, Diputación Foral de Bizkaia)

Coordinación Logística:

Jose María Unamuno (Urdaibai Bird Center/ Sociedad de Ciencias Aranzadi)

Aitor Uriarte (Departamento de Medio Ambiente, Diputación Foral de Bizkaia)

Dirección científica:

Dr. Íñigo Zuberogoitia (Icarus/Sociedad de Ciencias Aranzadi)

Dr. Juan Arizaga (Urdaibai Bird Center/ Soc. de Ciencias Aranzadi)

Biólogos de campo:

Ainara Azkona y Edorta Unamuno (Urdaibai Bird Center/Soc. de Ciencias Aranzadi)

Educación ambiental y difusión

Xarles Cepeda y Jon Maguregi (Urdaibai Bird Center/ Soc. de Ciencias Aranzadi)

Cuidado veterinario:

Ana Pérez (Clínica veterinaria privada)

7.3. Método

El sistema empleado es la traslocación de crías de otra región y su mantenimiento hasta su puerta en libertad (*hacking*)¹. Los pollos traslocados se instalan en nidos artificiales (*torre de hacking*) en donde se les suministra alimento sin que puedan ver a sus cuidadores. En estos nidos artificiales permanecen hasta que son capaces de volar, momento en el que son liberados. Durante la fase de cautividad y el período previo a la migración, los pollos se improntan con el área. Gracias a ello, considerarán al lugar de liberación como su área natal lo que favorecerá el instinto de retorno a Urdaibai, debido al intenso carácter filopátrico que caracteriza a la especie.

Se liberará un mínimo de 12 pollos cada año, durante cinco años consecutivos (60 pollos en total en el periodo 2013-2017). En el transcurso del primer año se recogerá información relativa a los peligros o accidentes sufridos por los ejemplares de modo que puedan llevarse a cabo las modificaciones pertinentes del proyecto.

Se extraerá un solo ejemplar en nidadas de 3-4 pollos de la población donante, cuando éstos tengan unas 5 semanas de vida. Entre los hermanos se elegirá el ejemplar más joven, siempre y cuando se encuentren en buena condición física, la cuál se estimará en función del peso, la talla y el plumaje. Debido a que los machos muestran mayor filopatría (Martell *et al.* 2002) se ha sugerido que la proporción ideal de sexos sea de 75% machos y 25% hembras.

Una vez extraídos de los nidos se transportarán hasta Madrid por vía aérea y hasta Urdaibai por carretera. Durante su transporte se cuidará en extremo la buena condición física de los ejemplares, viajando cada ejemplar en un trasportín y evitando al máximo el estrés. Durante el viaje se cebarán los ejemplares cuantas veces se estime oportuno.

Antes de introducirlos en la torre de *hacking*, los pollos se marcarán pesarán y medirán. También se les tomará una muestra de pluma para su correcto sexado en laboratorio. Tanto Escocia como Alemania o los países escandinavos son potenciales países donantes. No obstante, se considera idónea a la población de Escocia dado que el País Vasco está en plena ruta migratoria de sus ejemplares.

¹ La cría campestre (*hacking*) es una técnica que consiste en liberar gradualmente, en la zona en donde una especie necesita ser recuperada, crías nacidas en cautividad o recogidas de nidos en poblaciones fuera de peligro. Esta técnica ha sido utilizada con éxito para reintroducir el Halcón común, el Pigargo americano y el Águila pescadora en Norte América, y el Pigargo europeo, el Milano real, el Águila real y el Águila pescadora en las Inglaterra. También, para la reintroducción del Águila pescadora en Andalucía e Italia.

7.3.1. Torre de *hacking*

Se construirá una torre de liberación en un lugar despejado situado en una suave pendiente junto a la marisma. Una cierta pendiente favorece la visibilidad de los pollos al aumentar la altura de la torre sobre la zona de pesca. El frente deberá estar desprovisto de vegetación arbórea o arbustiva importante para evitar accidentes durante la primera semana de vuelo y facilitar la recuperación de aquellos ejemplares que al principio tengan dificultades.

Frente a la torre de *hacking* se instalarán varias plataformas de madera que servirán de cebaderos durante las primeras semanas tras la liberación de los ejemplares.

Se instalará un sistema de vigilancia por medio de un circuito cerrado de vídeo que será controlado desde un puesto de control en las inmediaciones de la torre de *hacking*. Este puesto de control servirá además como laboratorio en el que el personal encargado de las labores de custodia y alimentación preparará el alimento diario.

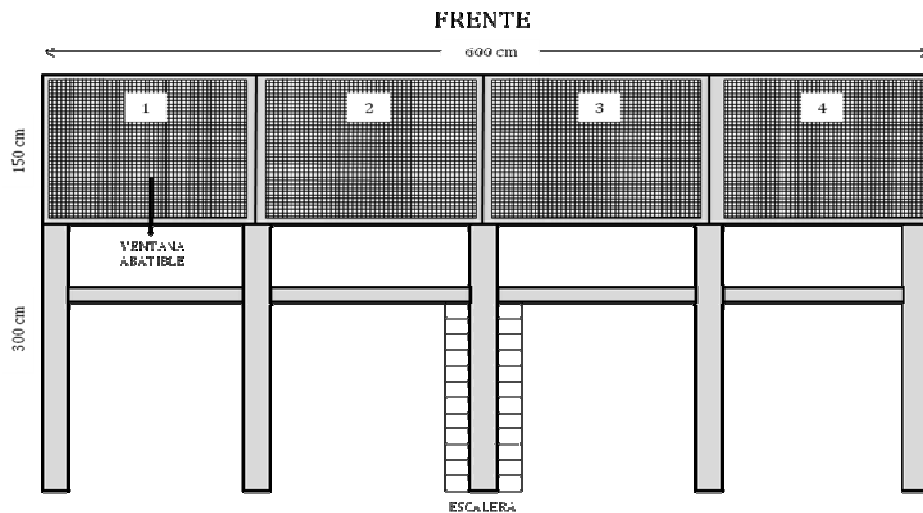


Figura 11. Torre de *hacking*: vista de frente

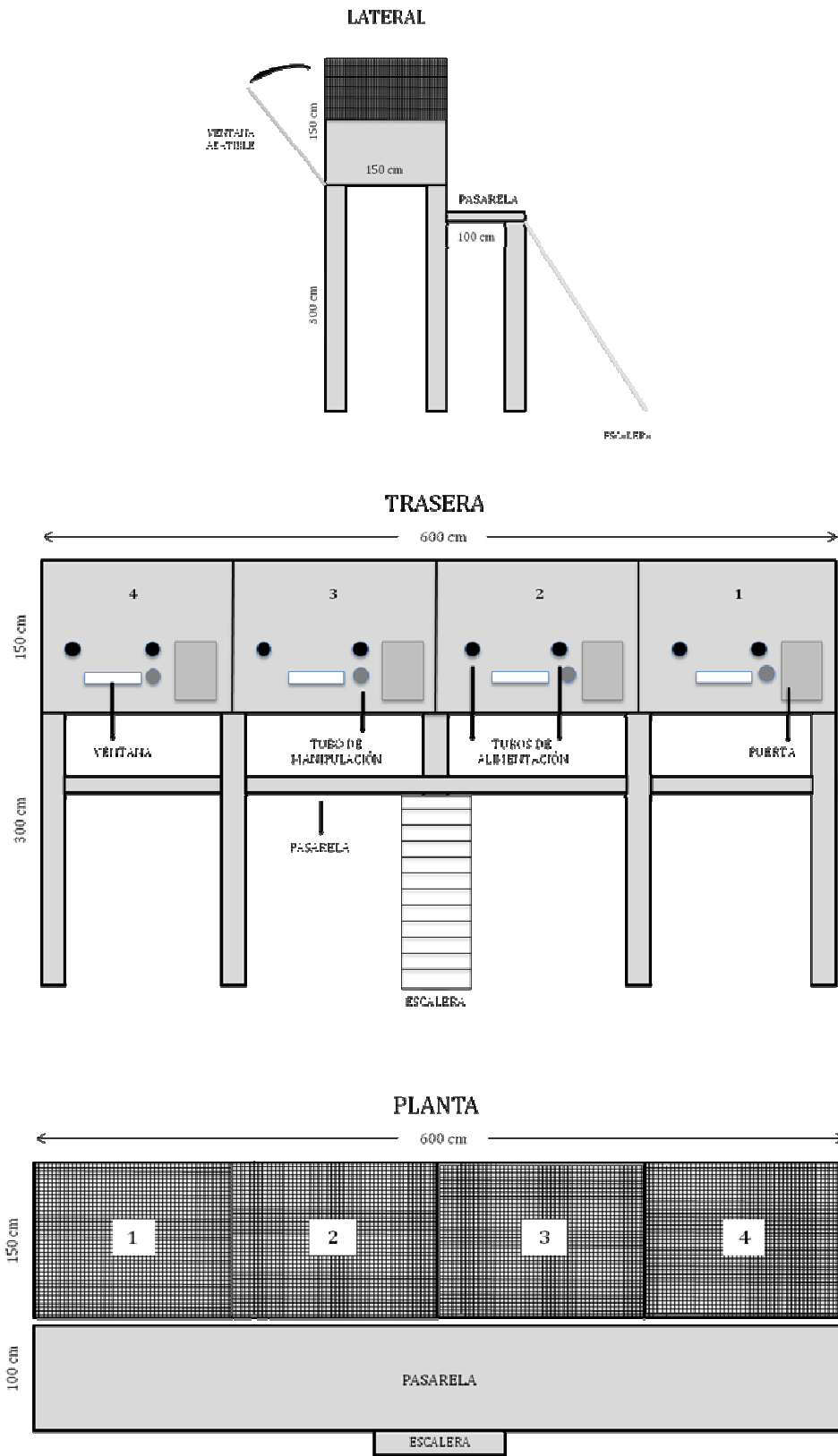


Figura 12. Torre de hacking: lateral, trasera y planta

La torre de liberación tendrá una altura máxima de 4 m, incluyendo el andamiaje y el cajón en donde se ubican los nidos (Fig. 11 y 12). Este cajón, construido en madera, tendrá unas dimensiones de 8 m de ancho, x 1,5 m de fondo y 1,5 m de altura y estará subdividido en 4 habitáculos. La parte posterior del cajón estará dotada de ventanas con cristal espía, para poder ver a los pollos sin que éstos vean al cuidador, y estará provista de tubos a través del cual se les alimentará y manipulará si fuera necesario. En la parte superior se colocará malla metálica de 2,5 x 2,5 cm de luz cubierta parcialmente para proteger a los pollos en caso de lluvia fuerte. La parte frontal, así como los paneles divisorios entre habitáculos, serán de malla plástica (o metálica recubierta de plástico) de 2,5 x 2,5 cm de luz. Los laterales de la torre serán de madera, para evitar que puedan ver al cuidador cuando éste accede a la torre. El frente será móvil, gracias a unas bisagras colocadas en su parte inferior, lo que permitirá su fácil y silenciosa apertura, al hacerla descender mediante cuerdas el día elegido para la liberación.

7.3.2. Mantenimiento

Los pollos serán trasladados hasta Urdaibai a mediados de julio y permanecerán en los habitáculos de la torre de *hacking* 3-4 semanas. Durante su estancia en la torre, serán alimentados tres veces al día, utilizando para ello preferentemente pescado fresco. El alimento se suministrará hasta que los pollos estén saciados (aproximadamente 500 g/día para cada pollo). Durante los primeros días, y hasta comprobar que comen adecuadamente, el alimento se les suministrará troceado. El tamaño de los trozos se irá incrementando a medida que los pollos adquieran habilidad en el manejo del alimento, hasta proporcionarles los peces partidos por la mitad, aproximadamente a la semana de su llegada.

En la medida de lo posible se les suministrará presas recién pescadas en la zona, preferentemente mubles (*Chelon labrosus* o *Mugil cephalus*). Como previsión se comprará alimento adicional que se mantendrá congelado.

Dada la importante presencia humana en el estuario de Urdaibai, es importante que los pollos se habitúen a este tipo de perturbación. Por ello, si fuera necesario una persona pasará frente a la torre de liberación a unos 100 m varias veces por día.

Tanto para el cuidado y alimentación de los pollos como para el radioseguimiento de éstos tras su liberación se contratará personal especializado en el manejo y seguimiento de rapaces. Dicho personal será apoyado por voluntarios y personal del Urdaibai Bird Center.

7.3.3. Marcado y liberación

Unos días antes de la fecha de liberación prevista, los pollos se volverán a pesar y medir. Asimismo serán marcados con una anilla metálica y una de PVC para identificación a distancia. La mayor parte de los ejemplares portarán además un pequeño emisor convencional que permitirá seguir a los ejemplares durante las semanas que permanezcan en Urdaibai para conocer sus movimientos y vicisitudes, de modo que puedan ser auxiliados aquellos ejemplares con una mala adaptación durante los primeros días tras su liberación. Un grupo menor (se prevé cinco ejemplares) serán marcados con un transmisor GPS para su seguimiento mediante satélite, de modo que podamos conocer sus rutas migratorias, zonas de invernada y tasas de mortalidad.

Los pollos de águila pescadora realizan sus primeros vuelos a los 52,8 días de edad (Bustamante 1995). Con el objetivo de incrementar sus posibilidades de supervivencia, los pollos se liberarán con una semana más de edad, de forma que se encuentren más vigorosos y sus plumas estén más desarrolladas. Por tanto, cuando tengan aproximadamente 60 días se abrirá lentamente el frente del cajón para que salgan a propia voluntad. Esta maniobra se realizará al amanecer y previamente se habrá depositado alimento en los cebaderos instalados en las cercanías.

7.3.4. Periodo post-liberación

Una vez los pollos han abandonado la torre de hacking, se les proporcionará alimento en abundancia en los cebaderos, ya que aunque los ejemplares jóvenes realizan intentos de pesca a los pocos días de comenzar su primer vuelo, éstos dependen de los padres prácticamente durante todo el período anterior al inicio de la migración, período que suele ser de unos 30 días (Bustamante, 1995). Dado que no parece existir un conflicto paterno-filial en esta especie, la cantidad de alimento a depositar en los cebaderos deberá ir acorde con las necesidades de los jóvenes.

Desde el momento de la liberación hasta el inicio de la migración se llevará un radioseguimiento continuo de los ejemplares liberados.

7.3.5 Seguimiento y evaluación

El personal del Urdaibai Bird Center, apoyado por voluntarios llevará a cabo el seguimiento técnico del proyecto. Su evolución y grado de éxito será evaluado mediante una comisión integrada por miembros cualificados del Urdaibai Bird Center, el departamento de Medio Ambiente de la Diputación Foral de Bizkaia, la entidad correspondiente del país donante y los asesores externos del programa.

Una vez transcurridos los cinco primeros años desde el inicio del proyecto se realizará una valoración pormenorizada de sus resultados, los cuales serán publicados en revistas científicas y divulgativas.



Figura 13. Cronograma anual del hacking

7.3.6. Programa de difusión

Se llevará a cabo un programa de difusión del proyecto entre la población local, con el objetivo de que el proyecto sea comprendido, aceptado y apoyado. Para ello, se llevarán a cabo las siguientes actividades:

- Charlas divulgativas entre los centros escolares de la Reserva de la Biosfera de Urdaibai, mediante la emisión de un powerpoint en el que se explica la biología de la especie, las amenazas que debe afrontar, los proyectos previos de reintroducción y las características del proyecto de reintroducción local.
- Tríptico de contenido similar, dirigido a su distribución por centros educativos y sociales y ayuntamientos.
- Página web que incluya toda la información relevante acerca del águila pescadora y el proyecto en Urdaibai.
- Colaboración con centros escolares de otros países en el marco del proyecto *Linking Schools and Communities* liderado por *The Osprey Migration Foundation*.
- Difusión a través de la prensa local y nacional de las diferentes fases del proyecto (llegada de los ejemplares, liberación, seguimiento, retorno, nidificación,...).

7.3.7. Instalación de nuevas plataformas artificiales

Se construirán diez nuevas plataformas artificiales (4 en bosque y 6 en marisma) con el objetivo de incrementar la disponibilidad de puntos de nidificación y aumentar de este modo las probabilidades de retorno de los ejemplares subadultos a la Reserva. Las plataformas situadas en el bosque se erigirán sobre árboles mientras que las de la marisma lo serán sobre postes de madera de 6-7 m de altura, siguiendo los criterios para la selección de emplazamiento descritos en el apartado 5.5.

7.3.8. Resultados previstos

Una vez abierta la torreta de hacking se espera que los ejemplares se mantengan en Urdaibai y se alimenten en los cebaderos por un periodo aproximado de cinco semanas. Se espera, así mismo, que los juveniles alcancen las áreas de invernada típicas para la especie, presumiblemente los países tropicales del Oeste africano. Teniendo en cuenta las experiencias previas de reintroducción, se espera que los primeros ejemplares retornen a Urdaibai a los 2-3 años de su liberación. Los primeros intentos de cría pueden tener lugar a partir del tercer año, aunque habitualmente no es hasta el cuarto, el quinto o el sexto año cuando se producen las primeras reproducciones exitosas (Tabla 6). Se estima que el porcentaje de los pollos liberados que sobrevivirá hasta la edad de reproducción será del 40%, similar al que sobrevive en poblaciones silvestres (Poole, 1989). Por ello, de los 50 pollos que se habrán liberado al final del programa, es probable que sobrevivan 20. Si la proporción de sexos fuera 1:1 y si todos estos pollos que sobreviven regresaran a Urdaibai, podrían dar lugar a 10 parejas reproductoras. No obstante, debe tenerse en cuenta que las parejas pueden quedar integradas con ejemplares ajenos al programa de reintroducción, los cuales se verían atraídos por los ejemplares locales.

Teniendo en cuenta la extensión del estuario, su extensa cobertura forestal y la gran disponibilidad de presas que alberga, estimamos la capacidad potencial de Urdaibai en las 8-10 parejas reproductoras. La falta actual de perchas adecuadas para la construcción de nidos que puede ser un factor que limite este potencial, podrá ser subsanada ampliando el programa de instalación de nidos artificiales. No obstante, esta capacidad potencial podría verse limitada por la proliferación de molestias en las zonas potenciales

de cría, por lo que debieran tomarse medidas que minimizarán este impacto, especialmente en la zona de marisma.

La presencia de dos áreas próximas, el Parque Natural de las marismas de Santoña, Victoria y Joyel, y los pantanos del sistema del Zadorra (Ullibarri-Gamboa y Undurraga), con capacidad y características adecuadas para la especie, garantiza el mantenimiento de una metapoblación reproductora viable en la región.

7.4. Afección del plan en la Red Natura 2000

Se considera que el proyecto de reforzamiento y recuperación de la población de Águila Pescadora en la Reserva de la Biosfera de Urdaibai, al ser promovido por el órgano gestor de la Red Natura en Bizkaia, el Departamento de Medio Ambiente de la Diputación Foral de Bizkaia, está relacionado directamente con la propia gestión de su Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA ES0000144) y sus Zonas de Especial Conservación (ZECs ES2130007, ES2130008 y ES2130006), puesto que entre los objetivos del proyecto está el promover la restauración de la biodiversidad natural de Urdaibai. Además, el proyecto pretende favorecer la reproducción del águila pescadora en Urdaibai por lo que se trataría de un intento de promover uno de los objetivos propuestos para la Red Natura 2000 en la Reserva de Urdaibai por medio de una medida específica, el reforzamiento de la población de esta especie amenazada.

En cualquier caso, no se han detectado potenciales repercusiones negativas derivadas de la ejecución del plan en la conservación de la Red Natura 2000. El Águila pescadora es una especie que ya forma parte en la actualidad de la comunidad avifaunística de la Reserva de Urdaibai, por lo que una futura reproducción de la especie no va a suponer cambios relevantes en las redes tróficas del ecosistema. Dada su alimentación netamente ictiófaga y su depredación preferencial sobre especies extremadamente abundantes en el estuario, la creación de un núcleo reproductor apenas afectará a la comunidad piscícola de la Reserva.

8. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alerstam, T.; Hake, M. y Kjellén, N. 2006. Temporal and spatial patterns of repeated migratory journeys by ospreys. *Animal Behaviour*, 71: 555-566.
- Alonso, J.A. 1983. Las pajareras de garcillas bueyeras de Barbate. *Alytes*: 148.
- Ainz, M.J. y González, M.J. 2008. Gestión de montes en la Reserva de la Biosfera de Urdaibai: una oportunidad perdida. *Boletín de la A.G.E.*, 46: 329-344.
- Anuario Ornitológico provincia de Burgos. <http://www.avesdeburgos.com/anuario.htm>.
- Arévalo y Baca, D. J. 1887. *Aves de España*. Aguado. Madrid.
- Bai, M-L., Schmidt, D. y Gottschalk, E. 2009. Distribution pattern of an expanding Osprey (*Pandion haliaetus*) population in a changing environment. *J. Ornithol.*, 150: 255-263.
- Bernis, F. 1973. Migración de falconiformes y *Ciconia* spp. por Gibraltar, verano-otoño 1972-1973. *Ardeola*, 19(2): 151-224.
- Bijleveld, M. 1974. *Birds of prey in Europe*. MacMillan Press. London.
- BirdLife International 2009. *Pandion haliaetus*. En: IUCN 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2.
- Bretagnolle, V.; Mougeot, F. y Thibault, J.-C. 2008. Density dependence in a recovering osprey population: demographic and behavioural processes. *Journal of Animal Ecology*, 77: 998-1007.
- Boshof, A.F. y Palmer, N.G. 1983. Aspects of the biology and ecology of the osprey in the Cape Province, South Africa. *Ostrich*, 54: 189-204.
- Bustamante, J. 1995. The duration of post-fledging dependence period of Ospreys *Pandion haliaetus* at Loch Garten, Scotland. *Bird Study*, 42: 31-36.
- Casado, E. y Ferrer, M. 2005b. Analysis of reservoir selection by wintering Ospreys (*Pandion haliaetus*) in Andalusia, Spain: a potential tool for reintroduction. *J. Raptor Res.*, 39(2): 169-173.
- Castellanos, A. y Ortega-Rubio, A. 1995. Artificial nesting sites and ospreys at Ojo de Liebre and Guerrero Negro lagoons, Baja California Sur, Mexico. *J. Field Ornithol.*, 66(1): 117-127.
- Castellanos, A.; Ortega-Rubio, A. y Argüelles-Méndez, C. 1999. Respuesta de la población de águilas pescadoras a la disponibilidad de lugares artificiales de nidificación en las lagunas de Ojo de Liebre y Guerrero Negro, Península de Baja California. En: *Aves y líneas eléctricas*. Ferrer, M. y Janss, G.F.E. (coord.). Ed. Quercus. Madrid.

- Castellanos-Vera, A. y Rivera, E. 2007. Hunting patterns and success of an osprey (*Pandion haliaetus*) population at Magdalena Bay, Baja California Sur, Mexico. *Ciencias Marinas*, 33(3): 325-333.
- Chubbs, T.E. y Trimper, P.G. 1998. The diet of nesting ospreys, *Pandion haliaetus*, in Labrador. *Canadian Field-Naturalist*, 112(3): 502-505.
- Clancy, G.P. 2005a. The diet of the Osprey (*Pandion haliaetus*) on the north coast of New South Wales. *Emu*, 105: 87-91.
- Clancy, G.P. 2005b. Feeding behaviour of the osprey (*Pandion haliaetus*) on the north coast of New South Wales. *Corella*, 29(4):91-96.
- Cramp, S. y Simmons, K.E.L. 1980. *The Birds of Western Palearctic*. Vol II. Oxford University Press, Oxford.
- De Candido, R.; Bierregaard, R.O.; Martell, M.S. y Bildstein, K.L. 2006. Evidence of nocturnal migration of Osprey (*Pandion haliaetus*) in North America and Western Europe. *J. Raptor Research*, 40(2): 156-158.
- De Jonge, M. 2000. Artificial nests for Ospreys in the Netherlands. *De Takkeling*, 8: 134-135.
- Del Villar, J. y Garaita, R. 2005. Migración posnupcial de la espátula en Urdaibai. Informe-2005. Patronato de la Reserva de la Biosfera de Urdaibai. Gobierno Vasco, Departamento de Ordenación del Territorio y Medio Ambiente. Informe inédito.
- Del Villar, J.; Garaita, R. y Prieto, A. 2007. La Espátula en la Reserva de la Biosfera de Urdaibai: diez años de seguimiento. Servicio Central de Publicaciones del Gobierno Vasco. Vitoria – Gasteiz.
- Dennis, R. 1983. Population studies and conservation of Ospreys in Scotland. En: Bird, D.M. (ed.). *Biology and Management of Bald Eagles and Ospreys*. Harpell Press. Ste Anne de Bellevue, Québec.
- Dennis, R. 2002. Osprey. *Pandion haliaetus*. En: *The Migration Atlas: movements of the birds of Britain and Ireland*: 243-245 (C.V. Wernham, M.P. Toms. J.H. Marchant, J.A. Clarck, G.M. Siriwardena y S.R. Baillie, Eds). T & A.D. Poyser. London.
- Dennis, R. 2008. *A Life of Ospreys*. Whittles Publishing. Glasgow.
- Dennis, R. y Dixon, H. 2001. The experimental reintroduction of Ospreys *Pandion haliaetus* from Scotland to England. *Vogelwelt*, 122: 147-154.
- D'Eon, R.G. y Watt, W.R. 1994. Osprey management guidelines in northeastern Notario: a review. OMNR, NEST Tech. Rpt. TR-018.
- Diez, G. 1996. *Correlación multiespecífica entre biomarcadores de estrés ambiental y niveles de biodisponibilidad de polucionantes orgánicos y metálicos: un estudio de campo*. Tesis Doctoral. Universidad del País Vasco.

Dory, M.A. 1977. Propuesta de creación de una cadena de refugios de caza en las costas cantábricas y gallegas para la protección de las aves marinas. *Asturnatura*, 3: 68-77.

Drobelis, E. 1990. Osprey (*Pandion haliaetus*) in South Lituania. *Acta Ornithol. Lituanaica*, 3: 136-138.

EIA, 2008. Dossier balance campaña yacimiento Atapuerca 2008. http://prehistoria.urv.es/files/cast_dossier_ata08.pdf

Ewins, P.J.; Postupalsky, S.; Weise, T. y Addison, E.M. 1995. Changes in the status, distribution and biology of ospreys (*Pandion haliaetus*) breeding in Lake Hurón. En *The Lake Hurón ecosystem: ecology, fisheries and management* (M.Munawar, T.Edsall y J.Leach, eds). Academic Publ. Amsterdam.

Ewins, P.J. 1997. Osprey (*Pandion haliaetus*) populations in forested areas of North America: changes, their causes and management recommendations. *J. Raptor Res.*, 31(2):138-150.

Ferguson-Lees, J. y Christie, D.A. 2001. *Raptors of the World*. Christopher Helm, London.

Ferrer, M. y Casado, E. 2004. Osprey (*Pandion haliaetus*) reintroduction project in Andalusia (Southern Spain). Centro Superior de Investigaciones Científicas. www.fundacionmigres.org/documentos.htm.

Flemming, S.P. y Smith, P.C. 1990. Environmental influences on Osprey foraging in Northeastern Nova Scotia. *J. Raptor Research*, 24(3): 64-67.

Flook D.R. y Forbes, L.S. 1983. Ospreys and water management at Creston, British Columbia. En Bird, D.M. (ed.). *Biology and Management of Bald Eagles and Ospreys*. Harpell Press. Ste Anne de Bellevue, Québec.

Fournier, O. y Fournier, S. 1972. Anátidas, fochas y limícolas en las costas cantábricas y gallegas, Enero 1969. *Ardeola*, 17-18: 69-98.

Francour, P. y Thibault, J.C. 1996. The diet of breeding Ospreys *Pandion haliaetus* on Corsica: exploitation of a coastal marine environment. *Bird Study*, 43: 129-133.

Franklin, A. 1987. The concentration of metals, organochlorine pesticide and PCB residues in marine fish and shellfish: results from MAFF fish and shellfish monitoring programmes 1977-1984. *Aquat. Env. Monit. Rep. MAFF Direct. Fish. Res. Lowestoft*, 16. 38 pp.

Frid, A. y Dill, L. 2002. Human-caused disturbance stimuli as a form of predation risk. *Conservation Ecology*, 6(1): 1-11.

Galarza, A. 1989. *Urdaibai. Avifauna de la Ría de Gernika*. Diputación Foral de Bizkaia. Bilbao.

- Galarza, A. 1997. *Abifaunaren banaketa espaziotenporala Euskal Autonomi Elkartean*. Doktorego Tesiak Saila. Euskal Herriko Unibertsitatearen Argitalpen Zerbitzua. Leioa.
- Galarza, A. 2010. Osprey (*Pandion haliaetus*) fishing behaviour in an estuary from northern Iberian Peninsula during autumn migration. *Revista Catalana d'Ornitologia*, 26: 56-60.
- Galarza, A. y Dennis, R.H. 2009. A spring stopover of a migratory osprey (*Pandion haliaetus*) in northern Spain as revealed by satellite tracking: implications for conservation. *Animal Biodiversity and Conservation*, 32(2): 117-122.
- Galarza, A. y García, I. 2012. Restocking white stork *Ciconia ciconia* (L., 1758) population in Biscay: reintroduction in the Urdaibai Biosphere Reserve. *Munibe*, 60: 191-200.
- Gobierno Vasco, 2007. Mejora ambiental de las marismas de Gautegez-Arteaga. Patronato de la Reserva de Urdaibai. Departamento de Medio Ambiente. Consultora de Recursos Naturales S.L. Informe inédito.
- Gobierno Vasco, 2007-2008. Vigilancia ambiental y certificación de las obras de mejora de tendidos eléctricos para la conservación de la avifauna. Patronato de la Reserva de Urdaibai .Departamento de Medio Ambiente. Consultora de Recursos Naturales S.L. Informe inédito.
- Gobierno Vasco, 2008-2009. Proyecto de mejora ambiental. Encharcamiento de la marisma de Barrutibaso. Patronato de la Reserva de Urdaibai .Departamento de Medio Ambiente. TRAGSA. Informe inédito.
- Gobierno Vasco, 2011. Proyecto de restauración integral y puesta en valor de los valores ambientales y culturales del estuario superior de la ría del Oka. Patronato de la Reserva de la Biosfera de Urdaibai. TRAGSA. Informe inédito.
- Gobierno Vasco, 2012. Red Natura 2000 en Urdaibai y San Juan de Gaztelugatxe. Departamento de Medio Ambiente. Informe inédito.
- González, J. M. 2005. Águila pescadora. Noticiario Ornitológico. *Ardeola*, 52(1): 212.
- González, G.; Santiago, J.M. y Fernández, L. 1992. *El Águila pescadora (Pandion haliaetus) en España. Censo, reproducción y conservación*. Colección Técnica. ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- Gil Sánchez, J.M. 1995. Alimentación y selección de presa por el Águila pescadora (*Pandion haliaetus*) en el embalse de Cubillas (S.E. de España). *Ardeola*, 42: 133-138.
- Green, R. 1976. Breeding behaviour os Osprey *Pandion haliaetus* in Scotland. *Ibis*, 118: 475-490.
- Grover, K.E. 1984. Nesting distribution and reproductive status of ospreys along the upper Missouri River, Montana. *Wilson Bull.*, 96(3): 496-498.

- Grubb, T.G. 1977. Weather-dependent foraging in Ospreys. *Auk*, 94: 146-149.
- Hake, M.; Kjellén, N. y Alerstam, T. 2001. Satellite tracking of Swedish Ospreys *Pandion haliaetus*: autumn migration and orientation. *Journal of Avian Biology*, 32: 47-56.
- Häkkinen, I. 1978. Diet of the Osprey *Pandion haliaetus* in Finland. *Ornis Scandinavica*, 9: 111-116.
- Hammer, D.A. y Hatcher, R.M. 1983. Restoring Osprey populations by hacking preflighted young. En: Bird, D.M. (ed.). *Biology and Management of Bald Eagles and Ospreys*. Harpell Press. Ste Anne de Bellevue, Québec.
- Henny, C.J. 2001. DDE/DDT trends in potential Bald Eagle prey species. A posible role for the introduction of Ospreys to Northern Channel Islands, and Bald Eagle to historic sites in México. A Science Review Panel Report: Northern Channel Islands Bald Eagle Feasibility Study.
- Henny, C.J. y Van Velzen, W.T. 1972. Migration patterns and wintering localities of American Ospreys. *J. Wildl. Manage.*, 36: 1133-1141.
- Henny, C.J.; Anderson, D.W.; Vera, A.C. y Cartron, J-L. 2007. Population Size and Trends for Nesting Ospreys in Northwestern Mexico: Region-wide surveys, 1977, 1992/1993 and 2006. Reston, Virginia, U.S. Geological Survey, Open-File Report 2007.
- Hidalgo, J. y Del Villar, J. 2004. *Urdaibai. Guía de aves acuáticas*. Servicio Central de Publicaciones del Gobierno Vasco. Vitoria-Gasteiz.
- Horton, M. 2003. Osprey introduction project in South Dakota. Informe inédito. Wildlife Experiences. Rapid City, SD.
- Houghton, L.M. y Rymon, L.M. 1997. Nesting distribution and population status of U.S. Ospreys 1994. *J.Raptor. Res.*, 31(1): 44-53.
- ICES, 1980. ICES coordinated monitoring programme. 1977. Cooperative Research Report 98. December 1980.
- IUCN. 1998. *IUCN Guidelines for Re-introductions*. Prepared by the IUCN/SCC Re-introduction Specialist Group. IUCN, Switzerland and Cambridge, UK.
- Irby, H.L. 1895. *The Ornithology of the Strait of Gibraltar*. R.H. Porter. London.
- Iraeta I. y Crespo Z. 2010. Oficina de Anillamiento de Aranzadi, informe 2010. *Aranzadiana* 131: 229.
- Janss, G.F.E. 2000. Avian mortality from power lines: a morphologic apoca of a species-specific mortality. *Biological Conservation*, 95: 353-359.

- Kimball, R.T., Parker, P.G. & Bednarz, J.C. 2003. Occurrence and evolution of cooperative breeding among the diurnal raptors (Accipitridae and Falconidae). *Auk* 120: 717–729.
- Kjellén, N.; Hake, M. y Alerstam, T. 2001. Timing and speed of migration in male, female and juvenile Ospreys *Pandion haliaetus* as revealed by field observations, radar and satellite tracking. *Journal of Avian Biology*, 32: 57-67.
- Krummenacher, B.; Weggler, M.; Schmidt, D.; Bollmann, K.; Köchli, D. y Robin, K. 2009. Wie gross sind die Chancen für eine Wiederansiedlung des Fischadlers *Pandion haliaetus* in der Schweiz?. *Ornithol. Beob.*, 165-180.
- Le Corre, N.; Gélinaud, G. y Brigand, L. 2009. Bird disturbance on conservation sites in Brittany (France). The standpoint of geographers. *J. Coast Conserv.*,
- Lekuona, J.M. 1998. Distribución, fenología y ecología del Águila pescadora (*Pandion haliaetus*) en Navarra durante el período no reproductor. *Anu. Ornit. De Navarra*, 3: 29-34.
- Levenson, H. y Koplín, J.R. 1984. Effects of human activity on productivity of nesting ospreys. *J. Wildl. Manage*, 48: 1374-1377.
- Lind, G. S. 1976. *Production, nest site selection and food habits of Ospreys on Deschutes National Forest, Oregon*. M.Sci. thesis, Oregon State Univ., Corvallis.
- Löhmus, A. 2001. Habitat selection in a recovering Osprey *Pandion haliaetus* population. *Ibis*, 143: 651-657.
- Lorente, L. 2005. Águila pescadora. Noticiario Ornitológico. *Ardeola*, 52(2): 427.
- Machmer, M.M. y Ydenberg, R.C. 1990. Weather and Osprey foraging energetics. *Can. J. Zool.*, 68: 40-43
- Madroño, A.; González, C. y Atienza, J.C. (Eds.). 2004. *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad – SEO/BirdLife. Madrid.
- Martell, M.S.; Voigt Englund, J. y Tordoff, H.B. 2002. An urban Osprey population established by translocation. *J. Raptor Res.*, 36: 91-96.
- Meyburg, B. y Meyburg, C. 1996. Migration, mating and post-fledging strategies of seven Ospreys (*Pandion haliaetus*) revealed by satellite telemetry. European and Mediterranean Osprey Symposium. Urbino (Italy).
- Montero, J.A. 2009. El Águila pescadora se reproduce de Nuevo en la península Ibérica. *Quercus*, 281: 58-59.
- Monti, F. y Troisi, A. 2008. *Progetto Osprey. Storia illustrata del falco pescatore in Italia ed Europa*. Pandion Edizioni.

- Monti, F., Sforzi, A. y Dominici, J.M. 2012. Post-fledging dependence period of ospreys *Pandion haliaetus* released in central Italy: home ranges, space use and aggregation. *Ardeola*, 59(1): 17-30.
- Mougeot, F., Bretagnolle, V. y Thibault, J. C. 2002. Effects of territorial intrusions, courtship feedings and mate fidelity on the copulation behaviour of Osprey. *Animal Behaviour*, 64: 759-769.
- Muntaner, J.; Ferrer, X. y Martínez-Vilalta, A. 1983. *Atlas dels ocells nidificants de Catalunya i Andorra*. Ketres editora.
- Muriel, R.; Ferrer, M. y Casado, E. 2006. First breeding success of Osprey (*Pandion haliaetus*) using cross-fostering. *J. Raptor Research*, 40(4): 303-304.
- Muriel, R.; Ferrer, M.; Casado, E. y Calabuig, C. 2010. First breeding of reintroduced ospreys *Pandion haliaetus* in mainland Spain. *Ardeola*, 57(1): 175-180.
- Murray, A.J. y Norton, M.G. 1982. The field assesment of effects of dumping wastes at sea: 10 analysis of chemical residues in fish and shellfish from selected coastal regions around England and Wales. *Fish. Res. Tech. Rep. MAFF Direct. Fish. Res. Lowestoft* (69). 42 pp.
- Murray, A.J. y Portmann, J.E. 1984. Metals and organochlorine pesticide and PCB residues in fish and shellfish in England and Wales in 1976 and trends since 1970. *Aquat. Env. Monit. Rep. MAFF Direct. Fish. Res. Lowestoft* 10. 80 pp.
- Nadal, R. y Tariel, Y. 2008. Plan national de restauration Balbuzard Pecheur. 2008-2012. Ligue pour la Protection des Oiseaux. BirdLife France.
- Naylor, B. y Watt, B. 2004. Review of the Forest Management Guidelines for Bald Eagles, Ospreys, and Great Blue Herons in Ontario.
- Noval, A. 1986. *Guía de las Aves de Asturias*. Gijón.
- Nye, P.E. 1983. A biological and economic review of the hacking process for the restoration of Bald Eagles. En: Bird, D.M. (ed.). *Biology and Management of Bald Eagles and Ospreys*. Harpell Press. Ste Anne de Bellevue, Québec.
- Österlöf, S. 1977. Migration, wintering and site tenacity of the European Osprey, *Pandion haliaetus* (L.). *Ornis Scandinavica*, 8(1): 60-78.
- Palma, L. y Beja, P. (2011). Reintrodução da Águia-pesqueira (*Pandion haliaetus*) em Portugal. Relatório Anual 2011. CIBIO.
- Pérez de Ana, J.M. 2000. *Aves marinas y acuáticas de las marismas de Santoña, Victoria, Joyel y otros humedales de Cantabria*. Fundación Marcelino Botín. Santander.
- Platteeuw, M. y Henkens, R. 1997. Possible impacts of disturbance to waterbirds: individuals carrying capacity and populations. *Wildfowl*, 48: 225-236.

- Poole, A.F. 1981. The effects of human disturbance on osprey reproductive success. *Colonial Waterbirds*, 4: 20-27.
- Poole, A.F. 1989. *Ospreys. A natural and unnatural history*. Cambridge University Press.
- Prevost, Y.A. 1982. *The wintering ecology of Ospreys in Senegambia*. Tesis Doctoral. Universidad de Edinburgh.
- Prevost, Y.A. 1983. Osprey distribution and subspecies taxonomy. En *Biology and Management of Bald eagle and Ospreys*. (Ed. D.M. Bird). Ste Anne de Bellevue, Québec. Harpell Press.
- Rattner, B.A.; Golden, N.H.; Toschik, P.C.; McGowan, P.C. y Custer, T.W., 2008. Concentrations of metals in blood and feathers of nestling Ospreys (*Pandion haliaetus*) in Chesapeake and Delaware Bays. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 54: 114-122.
- Rymon, L.M. 1989. The restoration of Ospreys, *Pandion haliaetus*, to breeding in Pennsylvania by hacking (1980-89). En B-U. Meyburg y R.D. Chancellor (eds.). *Raptors in the modern world* WWGBP, Berlín, Alemania.
- Rubolini, D., Gustin, M., Bogliani, G. & Garavaglia, R. 2005. Birds and powerlines in Italy: an assessment. *Bird Conservation International*, 15:131-145.
- Sánchez, A. 1996. Aves fósiles del Pleistoceno ibérico: rasgos climáticos, ecológicos y zoogeográficos. *Ardeola*, 43(2): 207-219.
- Sayago, J.M. 2008. La invernada del Águila pescadora en la provincia de Huelva. *Quercus*, 272: 22-26.
- Sayago, J.M. 2011. Monitoring wintering population of osprey (*Pandion haliaetus*) in the province of Huelva (1996-2009). Pp. 298-301. In, Zuberogoitia I. & Martínez J. E. (Eds): *Ecology and Conservation of European Forest-dwelling Raptors*. Diputación Foral de Bizkaia. Bilbao.
- Saurola, P. 1994. African non-breeding areas of fennoscandian ospreys *Pandion haliaetus*: a ring recovery analysis. *Ostrich*, 65: 127-136.
- Saurola, P. 1995. Finnish Ospreys *Pandion haliaetus* in 1971-1994. *Vogelwelt*, 116: 199-204.
- Saurola, P. 1997. The osprey (*Pandion haliaetus*) and modern forestry: a review of population trends and their causes in Europe. *J. Raptor Res.*, 31: 129-137.
- Saurola, P. 2002. Satellitit sauraavat sääksiämme. *Linnut-vuosikirja 2002*: 11-14.
- Saurola, P. 2011. Summary: Finnish ospreys 2011. *Linnut-vuosikirja 2011*: 16-23

- Schaadt, C.P. y Rymon, L.M. 1982. Innate fishing behavior of ospreys. *Raptor Research*, 16(2): 61-62.
- Schmidt, D. y Müller, J. 2008. Fischlander (*Pandion haliaetus*) und Forstwirtschaft. *Ber. Vogelschutz*, 45: 61-69.
- Silva, R.S. y Olmos, F. 2002. Osprey ecology in the mangrooves of Southeastern Brasil. *J. Raptor Res.*, 36(4): 328-331.
- Siverio, M. (inédito). Seguimiento del Águila pescadora (*Pandion haliaetus* Linnaeus, 1758) en Tenerife, islas Canarias (1997-2003). Consejería de Medio Ambiente y Ordenación Territorial del Gobierno de Canarias.
- Sömmer, P. 1995. Zur Situation des Fischadlers *Pandion haliaetus* in Brandenburg. *Vogelwelt*, 116: 181-186.
- Solonen, T. 2011. Large-scale climatic phenomena affect timing of breeding in the osprey *Pandion haliaetus*. Pp. 178-183. In, Zuberogitia I. & Martínez J. E. (Eds): *Ecology and Conservation of European Forest-dwelling Raptors*. Diputación Foral de Bizkaia. Bilbao.
- Spitzer, P.R.; Risebrough, R.W.; Grier, J.W. y Sindelar, C.R. 1977. Eggshell thickness – pollutant relationship among North American Ospreys. En *Transactions of the North American Osprey Research Conference*. (J.Ogden ed.): 13-20. U.S. National Park Service.
- Steeger, C.; Esselink, H. y Ydenberg, R.C. 1992. Comparative feeding ecology and reproductive performance of ospreys in different habitats of southeastern British Columbia. *Can. J. Zool.*, 70: 470-475.
- Stinson, C.H. 1978. The influence of environmental conditions on aspects of the time budgets of breeding ospreys. *Oecologia*, 36: 127-139.
- Swenson, J.E. 1978. Prey and foraging behavior of ospreys on Yellowstone Lake, Wyoming. *J. Wildl. Manage.*, 42(1): 87-90.
- Swenson, J.E. 1979. The relationship between prey species ecology and dive success in Ospreys. *Auk*, 96: 408-412.
- Swenson, J.E. 1981. Osprey nest site characteristics in Yellowstone National Park. *J. Field Ornithol.*, 52 (1): 67-69.
- Szaro, R.C. 1978. Reproductive success and foraging behavior of the Osprey at Seahorse Key, Florida. *The Wilson Bulletin*, 90(1): 112-118.
- Tait, W.C. 1924. *The birds of Portugal*. H.F. & G. Witherby. London.
- Thibault, J.C.; Bretagnole, V.; Dominici, J.M. 2001. *Le Balbuzard pêcheur en Corse. Du martyre au symbole de la protection de la nature*. Éditions Alain Piazzola, Ajaccio. (Méditerranée).

Thibault, J.C. y Patrimonio, O. 1989. Note sur les mouvements des jeunes Balbuzards pêcheurs (*Pandion haliaetus*) nés en Corse. *L'Oiseau et R.F.O.*, 59: 171-173.

Thiollay, J.-M. y Wahl, R. 1998. Le balbuzard pêcheur *Pandion haliaetus* nicheur en France continentale. *Alauda*, 66: 1-12.

Thorup, K., Alerstam, T., Hake, M. y Kjellén, N. 2006. Traveling or stopping of migrating birds in relation to wind: an illustration for the osprey. *Beha. Ecol.*, 17: 497-502.

Toschik, P.C.; Rattner, B.A.; McGowan, P.C.; Christman, M.C.; Carter, D.B.; Hale, R.C.; Matson, C.W. y Ottinger, M.A. 2005. Effects of contaminant exposure on reproductive success of Ospreys (*Pandion haliaetus*) nesting in Delaware River and Bay, USA. *Environ. Toxicol. Chem.*, 24: 617-628.

Toschik, P.C.; Christman, M.C.; Rattner, B.A. y Ottinger, M.A. 2006. Evaluation of Osprey Habitat Suitability and Interaction with Contaminant Exposure. *Journal of Wildlife Management*, 70(4): 977-988.

Triay, R. 1995. Reproducción del Águila pescadora (*Pandion haliaetus*) en la isla de Menorca (Mediterráneo occidental). *Ardeola*, 42(1): 21-28.

Triay, R. 2002. Seguimiento por satélite de tres juveniles de Águila pescadora nacidos en la isla de Menorca. *Ardeola*, 49(2): 249-257.

Triay, R. y Sivero, M. 2003. Águila pescadora, *Pandion haliaetus*. En R. Martí y J.C. Del Moral (Eds.). *Atlas de las Aves Reproductoras de España*. Dirección General para la Biodiversidad – SEO/BirdLife. Madrid.

Triay, R. y Sivero, M. 2004. Águila pescadora, *Pandion haliaetus*. En A. Madroño, C. González y J.C. Atienza (Eds.). *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad – SEO/BirdLife. Madrid.

Triay, R.; Sivero, M. y Rodríguez, B. 2004. Tendidos y molestias humanas, un revés para el Águila pescadora. *Quercus*, 217: 64-65.

Triay, R. y Sivero, M. (Eds.) 2008. El águila pescadora en España. Población en 2008 y método de censo. SEO/BirdLife. Madrid

Ueoka, M.L. y Koplín, J.R. 1973. Foraging behaviour os ospreys in Northwestern California. *Raptor Research*, 7(2): 32-38.

Ura 2012. Red de seguimiento del estado ecológico de las aguas de transición y costeras de la Comunidad Autónoma del País Vasco. Campaña 2011. Agencia Vasca del Agua.

Urios, V.; Escobar, J.V.; Pardo, R. y Gómez, J.A. 1991. *Atlas de las Aves Nidificantes de la Comunidad Valenciana*. Consejería de Agricultura y Pesca. Generalitat Valenciana. Valencia.

- Van Daele, L.J. y Van Daele, H.A. 1982. Factors affecting the productivity of Ospreys nesting in est-central Idaho. *Condor*, 84: 292-299.
- Vana-Miller, S.L. 1987. Habitat suitability index models: osprey. US Fish & Wildlife Service, Washington D.C.
- Viada, C. y Triay, 1991. *Pla de Conservació dels Rapinyaires de les Iles Balears*. Documentos Tècnics de Conservació. Conselleria d'Àgricultura i Pesca. Govern Balear. Sefobasa. Palma de Mallorca.
- Voous, K.H, 1960, Atlas of European Birds. Nelson, Amsterdam & London.
- Wiley, J.W. y Lohrer, F.E. 1973. Additional records of non-fish prey taken by Ospreys. *Wilson Bulletin*, 85: 468-470.
- Wahl, R. y Barbraud, C. 2005. Dynamique de population et conservation du Balbuzard Pêcheur *Pandion haliaetus* en Région Centre. *Alauda*, 73(4): 365-373.
- Wahl, R., Perrodin, G., Tariel, Y. Y Nadal, R. 2008. Le Balbuzard pêcheur en France continental. Saison de reproduction 2008. Rapport interne MEEDDAT./ Misión Rapaces – LPO.
- Zachos, F.E. y Schmölcke, U. 2006. Archaeozoological records and distribution history of the osprey (*Pandion haliaetus*) in Central Europe. *J. Ornithol.*, 147: 565-568.
- Zuberogoitia, I., Zabala, J., Martínez, J.A., Martínez, J.E. & Azkona, A., 2008. Effects of human activities on Egyptian vulture breeding success. *Animal Conservation*, 11: 313-320.
- Zuberogoitia, I., Castillo, I., Zabala, J., Iraeta, A., Azkona, A. 2011. Population trends of diurnal forest raptors in Biscay. Pp. 70-80. In, Zuberogoitia I. & Martínez J. E. (Eds): *Ecology and Conservation of European Forest-dwelling Raptors*. Diputación Foral de Bizkaia. Bilbao.
- Zwarts, L., Bijlsma, R.G., van der Kamp, J. & Wymenga, E. 2009. Living on the edge: wetlands and birds in a changing sahel. KNNV Publishing, Zeits, The Netherlands.