
EFFECTO DE LA MAREA NEGRA DEL *PRESTIGE* SOBRE EL HALCÓN PEREGRINO EN EL PAÍS VASCO. AÑO (0), 2003.



ARANZADI

zientzi elkartea . society of sciences
sociedad de ciencias . société de sciences



icarus
ESTUDIOS MEDIOAMBIENTALES, S.L.

C/ Pintor Sorolla, 6 Ofic. 1 - 26007 Logroño
Apdo. 106. 48940 Leioa -Bizkaia-
Tlfno/Fax: 941 511 120 - 94 425 71 58
www.icarus.es



Halcón Peregrino adulto. Iñigo Zuberogoitia/E.M. Icarus



EFECTO DE LA MAREA NEGRA DEL *PRESTIGE* SOBRE EL HALCÓN PEREGRINO EN EL PAÍS VASCO. AÑO (0), 2003.

DIRECCIÓN DEL PROYECTO:

Iñigo Zuberogoitia^{1,2,3}

REDACCIÓN DEL INFORME:

Agurtzane Iraeta^{1,2,3}, Iñigo Zuberogoitia^{1,2,3}, Iñaki Castillo^{1,3}, Ainara Azkona^{1,2,3}, Jabi Zabala³, Sonia Hidalgo^{1,3}, Lander Astorkia^{1,3}, Igone Palacios³, Juan José Torres².

TRABAJO DE CAMPO:

Lander Astorkia, Fernando Ruiz Moneo, Iñigo Zuberogoitia, Julen Zuberogoitia, Ainara Azkona, Iñaki Castillo, Agurtzane Iraeta, Sonia Hidalgo, Javier Elorriaga, Raúl Alonso, Carlos González de Buitrago, Jose Angel Isasi, Ziortza, Igone Palacios, Efrén Fernández.

ANÁLISIS QUÍMICOS:

Begoña Jimenez⁴, Rubén Merino⁴, María Gema Gómez⁴.

DIRECCIONES DE CONTACTO:

- 1- Sociedad de Ciencias Aranzadi. Zorroagaina Kalea, 11. 20014 Donostia-San Sebastián. idazkaritza@aranzadi-zientziak.org
- 2- Estudios Medioambientales Icarus s.l. Oficina Técnica Apdo 106. 48940 Leioa. Bizkaia. Icarus@icarus.es. www.icarus.es
- 3- Sociedad para el Estudio de las Aves Rapaces (SEAR). Kart Marx 15 4º F, 48950. sear@euskalnet.net.
- 4- Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Instituto de Química Orgánica General. C/ Juan de la Cierva nº3 – 28006 Madrid. bjimenez@iqog.csic.es

ÍNDICE

Antecedentes	6
Aves Marinas.....	7
Introducción	9
Las mareas negras en el ecosistema.....	9
Estudio de la afección de las mareas negras.....	10
Halcón Peregrino – Falco peregrinus.....	13
Efectos de los contaminantes en los halcones.....	17
Cómo afecta la marea negra a los halcones.....	20
Objetivos	23
Área de Estudio	24
Métodos	25
Control de parejas.....	25
Localización de los nidos y control de las puestas.....	26
Control de la incubación y nacimiento de los pollos.....	28
Control de las polladas y anillamiento.....	28
Análisis de las presas.....	29
Control de la evolución de los pollos.....	30
Analítica de los huevos perdidos.....	30
Resultados Y Discusión	32
Rapaces afectadas de forma directa por el Prestige.....	32
Halcones afectados de forma directa.....	34
Las presas de los halcones.....	36
Presas afectadas directamente por el Prestige.....	37

Probabilidades de alimentarse de aves afectadas.....	38
Posibilidades de afección diferencial por territorios.....	40
Reproducción.....	43
Análisis de las posibles causas del fracaso reproductor.....	47
Resultados de los análisis de los huevos.....	48
Conclusiones.....	50
Propuesta de medidas de gestión.....	51
Bibliografía.....	52
ANEXO 1	
ANEXO 2	

ANTECEDENTES

El 13 de noviembre de 2002 el petrolero monocasco *Prestige*, llevando 77.000 tm de crudo, sufrió un accidente frente a las costas gallegas de La Coruña que le provocó la apertura de una vía de agua. A pesar del temporal que había en la zona y de tener una grieta en casco que se iba abriendo a cada movimiento del barco, fue remolcado mar adentro para tratar de alejar el problema de la costa y llevarlo a algún puerto que permitiese su entrada con el serio riesgo de que se hundiese. Finalmente, no pudieron llegar a ninguno y seis días después del accidente, habiendo derramado ya 16.884 tm, el petrolero se hundía a 120 millas de la costa y 3500 m de profundidad (García *et al*, 2003).

La primera marea negra llegó a Galicia el 16 de noviembre. El crudo tipo IFO-380, de gran densidad, alto contenido en azufre y baja solubilidad (CSIC, 2003), comenzó a extenderse de forma rápida, ayudado por las corrientes, por toda la costa. Una gran mancha de este producto, fue arrastrada por los vientos y las corrientes hacia el Golfo de Bizkaia, y a merced de éstos fue afectando paulatinamente a toda la costa cantábrica y el Oeste de Francia.

A primeros de diciembre, ya se podía encontrar una gran mancha de fuel cubriendo toda la costa gallega, asturiana y cántabra, que se extiende también hacia el sur, a Portugal. El 5 de diciembre cinco playas de Bizkaia aparecieron cubiertas de crudo. Desde ese momento la llegada a la costa vasca será ininterrumpida siguiendo el régimen de corrientes y vientos dominantes.

El 21 de diciembre una mancha de gran tamaño se dirigió al Cantábrico y por influencia de los vientos permaneció en el Golfo de Bizkaia sin impactar directamente con la costa, hasta que el 10 de enero provocó que llegase una segunda marea negra que finalmente afectó a toda la costa de Euskadi. A partir de este momento las oleadas serían sucesivas, y de mayor o menor importancia en diferentes puntos de la costa.

Desde el primer momento de llegada de fuel a la costa se organizó un dispositivo de recogida en las playas que trataba de evitar que este crudo que había impregnado la arena se dispersase. A comienzos de febrero los arrantzales vascos comenzaron a salir a la mar para recoger parte del fuel antes de que llegase a la costa, tratando así de que el impacto fuese menor.

La cantidad de crudo recogido en Euskadi en un año, desde que sucedió la catástrofe, (a fecha de 13/10/2003) ha sido de 21.070 tm en el mar y 2.950 tm en tierra. Los datos en el resto del Cantábrico son muy variables, ya que se puede encontrar un abanico muy grande de cifras de recogida. La cantidad global recogida en todo el Cantábrico puede llegar a las 130.000 tm de fuel mezclado con agua, arena y diferentes residuos.

Después de contabilizar la cantidad recogida en la costa (tanto en el mar como en las playas), se ha tratado de hacer una estimación de qué es lo que ha ocurrido con el resto de carga del petrolero. Fuentes oficiales dicen que dentro del casco hundido del *Prestige* aún continúa habiendo 13.700 tm, que no se desalojarán hasta la primavera del 2004. Además, la fundación AZTI estima que todavía puede haber entre 4.000 y 13.000 tm de fuel dispersas por el mar Cantábrico, sedimentadas en los fondos marinos o enterradas en las playas a merced de la influencia de las mareas.

Actualmente, en el Cantábrico el fuel sigue estando presente, en su mayoría de forma fragmentada y dispersa, siendo ésta también la manera en la que llega a nuestras costas de forma continua. En Euskadi, según datos recogidos por IHOBE (Sociedad pública de gestión ambiental), de un total de 57 sectores en que se divide la costa, hay afectados con un grado de impacto elevado 10 en Bizkaia y 3 en Gipuzkoa. Según las campañas de prospección marina llevadas a cabo por el Gobierno Vasco los fondos marinos presentan un nivel de afección bajo en su flora y fauna habitual.

Los datos mencionados en este apartado, a excepción de los especificados propiamente, se han obtenido de la información de la página web del Gobierno Vasco (GV, 2003).

AVES MARINAS

El Cantábrico es una zona de invernada y de paso de gran cantidad de aves migradoras. Además, el afloramiento de agua fría en Galicia provoca una producción primaria importante en el Golfo de Bizkaia (Mougin *et al.*, 1990) y determina la existencia de alimento para las aves marinas y por tanto, su abundancia. Por este motivo, cuando se produjo el accidente del petrolero, las costas estaban llenas de aves, lo que se ha podido comprobar que va a determinar un mayor impacto y un incremento en el número de aves petroleadas que se recogen (Cámphuysen & Heubeck, 2001) y, a esto hay que añadir que las sucesivas mareas coincidieron con el inicio de la migración de muchas de ellas. Además el Golfo de Bizkaia aún se estaba recuperando de la catástrofe del hundimiento del petrolero *Erika* (diciembre de 1999), por lo que parte de las aves invernantes del norte de Francia habían realizado una migración hacia zonas más al sur del Golfo del Bizkaia (Hémery *datos no publicados*), con lo que esta marea negra también les ha podido afectar.

El 30 de noviembre de 2002 comenzaron a llegar las primeras aves petroleadas a las costas vizcaínas, produciéndose la mayor entrada de aves entre mediados de enero y mediados de febrero. Los picos de entrada de aves afectadas en la costa de Bizkaia coinciden con el viento de Efecto de la marea negra del Prestige sobre el Halcón Peregrino en el País Vasco, año (0), 2003

componente norte de mayor intensidad, así en días posteriores a vientos de 40-50 (m/s) llegaron a la costa un gran número de aves afectadas (ver en García et al., 2003).

En total, en España, Portugal y Francia debido al hundimiento del ***Prestige***, se han recogido 23.181 aves, y teniendo en cuenta que se estima (en valores conservativos) que el porcentaje de aves que aparecen es de un 10-20%, se puede decir que el número de aves afectadas por el crudo del ***Prestige*** estaría entre las 115.000 y 230.000 (García et al., 2003).

Entre las aves más afectadas, destaca preferentemente el Arao Común (*Uria aalga*), que representa un 50.9% del total de aves recogidas vivas y muertas, le sigue el Alca Común (*Alca torda*) con un 16.7%, el Frailecillo Atlántico (*Fratecula artica*) con un 16.6% y el Alcatraz Atlántico (*Sula bassana*) con un 3.4% (García et al., 2003).

INTRODUCCIÓN

LAS MAREAS NEGRAS EN EL ECOSISTEMA

La contaminación por petróleo (vertidos petrolíferos) puede persistir en el medio marino bastantes años después de que se produzca el vertido y, en casos excepcionales como son las marismas y manglares, los efectos pueden apreciarse durante décadas después de que se produzca el incidente (Kingston, 2002).

Tras producirse una marea negra, la zona intermareal es la que sufre un mayor impacto y la que tarda más tiempo en recuperarse, puesto que los hidrocarburos del petróleo siguen estando disponibles en los sedimentos y en la columna de agua. Esto supone exposiciones biológicas crónicas e impactos a largo plazo a nivel de población. Según Peterson *et al* (2003) las tres vías más importantes por las que se producen los impactos a largo plazo son:

- i) Persistencia crónica del fuel en sedimentos poco profundos, exposición biológica al fuel, e impacto en poblaciones que tengan una relación estrecha con estos sedimentos;
- ii) Afección en dosis subletales que afectan a salud, crecimiento y reproducción de las poblaciones
- iii) Efectos indirectos en las cascadas tróficas y de interacción, todos los cuales transmiten impactos más allá de la fase de mortalidad directa inicial

Estas anomalías en la estructura de la comunidad, en especies de elevada longevidad, como son las aves marinas o las rapaces, son impactos ambientales que persisten a largo plazo (Kingston, 2002). Por ejemplo, los organismos que viven en los sedimentos de la arena acumulan los hidrocarburos de forma elevada en sus tejidos. Estas comunidades tardan más tiempo en recuperarse y las aves que se alimentan de ellos (limícolas y marinas principalmente) también necesitan más tiempo de recuperación debido a la afección de sus presas (ver en Wiens *et al*, 1996; Day *et al*, 1997, Lance *et al*, 2001, Seiser *et al*, 2000, Peterson *et al*, 2003).

Como se ha mencionado en el párrafo anterior, las aves marinas son las especies más vulnerables y más afectadas por los accidentes que implican la producción y el transporte de fuel. Esto se debe a que el fuel vertido flota inicialmente en la superficie y a menudo se deposita en la línea de costa. Las aves que utilizan la superficie del agua (Ej., aves marinas), o los hábitats intermareales (Ej., laro-limícolas) tienen una elevada probabilidad de contacto con el fuel vertido (Day *et al*, 1995). Estas aves se ven gravemente afectadas, ya sea por muerte directa, o por factores indirectos que provocan cambios en el tamaño o en la estructura de las poblaciones (cambios en

la supervivencia y migración), retraso en la reproducción, un menor esfuerzo reproductor, alta mortalidad de los pollos descenso en la tasa de crecimiento de los pollos y menor supervivencia de los jóvenes; ver en Day *et al*, 1995, Murphy & Mabee, 2000, Peterson *et al.*, 2003). Así, las poblaciones de aves marinas que se alimentan de peces no mostraban ninguna evidencia de recuperación nueve años después de que se produjese el vertido del **Exxon Valdez**, lo que hacía suponer que las poblaciones respondían a efectos acumulativos tanto del cambio de régimen (con menor disponibilidad y calidad de las presas), como al vertido del fuel (Lance *et al*, 2001).

ESTUDIO DE LA AFECCIÓN DE LAS MAREAS NEGRAS

En los últimos 15 años a nivel mundial se han producido un total de 10 hundimientos o accidentes de petroleros de gran tamaño (mayores de 35.000 tm), siendo el mayor de ellos el sucedido en las costas de Angola en 1991, el del **ABT Summer** con 260.000 tm de crudo.

Sin embargo, la cantidad de derrames de hidrocarburos mayores de 700 tm que se producen en los accidentes, sólo representan el 5% del total de derrames que suceden en el mundo. Mientras que el 53% es debido a operaciones rutinarias de manejo del crudo, como son carga, descarga o transvase y el 26% se produce por causas desconocidas (ITOPF, 2003). Debido a esto, los ecosistemas ya se encuentran contaminados por esta forma de marea negra crónica, que es de menor cuantía pero constante en el tiempo.

En los accidentes de petroleros sucedidos en los últimos años, se ha ido viendo cómo cada uno era afrontado de muy diversa manera por los gobiernos de los países en los que se producía. P. ej., el accidente del **Exxon Valdez** en Alaska (Estados Unidos), fue un hecho que conmocionó a la opinión pública de este país. Por este motivo, la empresa **Exxon** se vio obligada a dar 900 millones de dólares en concepto de pago a los proyectos de investigación, restauración y rehabilitación del hábitat afectado (Paine *et al.*, 1996). Gracias a este dinero, en la zona se ha podido llevar a cabo un profundo estudio de la influencia de esta catástrofe en la vida marina, con un seguimiento de las diferentes poblaciones que no es equiparable a lo realizado en ningún otro caso de marea negra.

Por el contrario, con relación a la mayor parte de los accidentes con petroleros, es muy difícil encontrar información de cuál ha sido el impacto y cómo se produce la evolución y la recuperación de la zona. Esto indica que en la mayoría de los casos no existe un interés real en investigar y publicar los resultados, por lo que no se pueden utilizar la experiencia de catástrofes anteriores para minimizar los impactos, ni tampoco se pueden desarrollar modelos de gestión orientados a reparar los daños.

A continuación se detallan las investigaciones llevadas a cabo una vez ocurrido el vertido del petróleo en varias catástrofes:

1. **EXXON VALDEZ**

El 24 de marzo de 1989 el *Exxon Valdez* derramó 37.000 tm de crudo en las aguas de *Prince William Sound* (PWS, Alaska). Gran cantidad del crudo se depositó en la costa oeste de PWS y las islas adyacentes. Para finales de abril gran parte del petróleo había salido de PWS o se había hundido, llegando de la costa de la península *Kenai* a las Islas *Barren*, Islas *Kodiak* y la península de Alaska. En total, unos 800 km de costa se vieron afectados por el derrame.

Este vertido causó la muerte a gran cantidad de aves marinas que, mediante modelos basados en los restos recuperados en las playas (por encima de las 30.000 aves), se estiman en 250.000, de las que el 74% eran araos comunes (Piatt & Ford, 1996).

Todavía nueve años después, cinco géneros (Cormoranes –Orejudo (*Phalacrocorax auritus*), Pelágico (*P. pelagicus*) y Carirrojo (*P. urile*)-; Porroneos –Islándico (*Bucephala islandica*) y Osculado (*B. clangula*)-, Serretas -Grande (*Mergus merganser*) y Mediana (*M. serrator*)- y Araos- Común y Colombino (*Cephus columba*)-) no se habían recuperado (Irons *et al.*, 2000). De hecho, doce años después, de las especies más afectadas, el Ostrero Negro Norteamericano (*Haematopus ater*) era la única que se había recuperado, las poblaciones de Arao Común, Cormoranes, Pato Arlequín (*Histrionicus histrionicus*) y los Colimbos, no habían aumentado y las poblaciones de Arao Colombino, los porrones invernantes y las serretas seguían disminuyendo en las zonas afectadas por el vertido (Irons *et al.*, 2001). Peterson *et al.* (2003) siguen confirmando que el crudo persiste después de una década, en cantidades sorprendentes y en formas tóxicas, siendo lo suficientemente biodisponible como para inducir exposiciones biológicas crónicas, y provoca impactos a largo plazo en los niveles de población.

2. **TENYO MARU**

En 1991 en la costa oeste del estado de Washington se produjo la marea negra por el vertido del pesquero japonés *Tenyo Maru*. Este vertido (354.800 galones de fuel intermedio, 97.800 galones de diesel y 22.500 galones de aceite de pescado) afectó a las playas desde la isla de Vancouver y la Columbia Británica hasta el norte de Oregón. La zona más afectada por el vertido fue la reserva *Makah Indian* y la costa del Parque Nacional Olimpia.

Se recogieron un total de 4.300 cadáveres de aves marinas pertenecientes a 34 especies y se vieron severamente afectadas las principales colonias de álcidos, así como las zonas de bosques de Quel de la costa oeste de Washington (United States *et al.*, Maroua Corporation *et al.*, 1994)

3. **ERIKA**

El 11 de diciembre de 1999 el petrolero *Erika*, transportaba 31.000 tm de fuel pesado, de las cuales se estima que derramó unas 15.000 tm (BirdLife, 2000), afectando cerca de 400 km de costa francesa

En esta catástrofe se produjeron una gran cantidad de bajas de aves, debido a que, como la del *Prestige*, se produjo durante la invernada en una zona en la que se puede encontrar una alta proporción de la población de Arao Común de Gran Bretaña, siendo los afectados sobre todo juveniles. Se recogieron 61.000 aves petroleadas que pertenecían a 58 especies, siendo el Arao Común el ave más afectada con un 79%. A partir de estos datos se estima que murieron de 200.000 a 300.000 aves (BirdLife, 2000)

Los costes estimados para paliar los efectos del vertido del *Erika* fueron de 108 millones de euros, incluyendo de 23 a 33.5 millones para limpieza de costa y aves afectadas, e indemnizaciones por valor de 19 millones para las pesquerías y 30.5 millones para el turismo.

4. **TREASURE**

El 23 de junio de 2000 el petrolero *Treasure* vertió 1.259 tm de fuel pesado en Sudáfrica en la tercera mayor colonia de África de pingüinos del Cabo (*Spheniscus demersus*). Por esto, en la zona priorizaron que las aves no fueran afectadas por la marea negra y para ello, transportaron a colonias lejanas 22.000 pingüinos adultos, antes de que se manchasen con el petróleo, 4.057 pollos fueron cogidos de los nidos y criados en cautividad para su liberación, y además 2.744 adultos y 772 inmaduros petroleados fueron llevados a centros de recuperación para su restablecimiento. En total, en 15 días se manejó una cantidad de 39.000 pingüinos del Cabo y la mortandad, debida directamente a la marea negra, al transporte y al manejo, fue sólo de 2.000 individuos (ver Crawford *et al.*, 2000).

5. **JESSICA**

En enero del 2001, se hundió frente a las islas Galápagos el petrolero *Jessica* derramándose tres millones de litros de gasóleo y petróleo. Aunque no hubo muchos animales afectados por muerte directa, durante el año siguiente al vertido, la mortalidad de la población de iguanas marinas

(*Amblyrhynchus cristatus*) de la isla Santa Fe fue del 62%. Se pudo determinar que los endosimbiontes que facilitan la fermentación de las algas en el intestino de las iguanas y les permite digerir su alimento, son muy sensibles a las tasas de contaminación aunque sean muy bajas y por lo tanto habían desaparecido, con lo que las iguanas vieron reducida su eficiencia digestiva e incrementada, a niveles muy altos, la mortalidad (Wikelski *et al.*, 2002).

Por ello, a pesar de que la concentración de fuel que llegó a la costa fue baja y pareció que su influencia en un primer momento también, las iguanas se vieron muy severamente afectadas por las cantidades subletales del fuel residual (Wikelski *et al.*, 2002).

HALCÓN PEREGRINO – *Falco peregrinus*

El Halcón Peregrino es una de las rapaces más ampliamente distribuidas del planeta, estando presente en todos los continentes salvo la Antártida (Ratcliffe, 1993). Su carácter ubiquista demuestra una gran versatilidad y adaptabilidad a todo tipo de hábitats, desde la tundra siberiana hasta el desierto de Sonora, pasando por las grandes ciudades, islas y bosques tropicales (ver en Zuberogoitia *et al.*, 2002).

Población

Estimar la población del Halcón Peregrino a nivel mundial es bastante difícil porque el estatus y la distribución de la especie apenas han sido estudiados en muchas zonas del mundo. En países de Asia como China, India e islas del Pacífico apenas existe información sobre la especie, mientras que las estimas de la población en Japón son muy bajas (54-68 parejas). En la región oriental de la antigua Rusia se estima que hay varios miles de parejas (Cade, 1988). En África se estima que hay entre 1000 y 2000 parejas (Mendelson, 1988) y 4500 parejas en Australia (Olsen y Olsen, 1988).

En cuanto al continente americano, se puede decir que el Halcón Peregrino no es una especie abundante en Norteamérica, salvo en las islas del pacífico donde las presas son particularmente abundantes, y en algunas zonas del ártico (Kiff, 1988). Se ha estimado que hay 4330 parejas en Canadá, 2119 en Estados Unidos, 450 en el oeste de Groenlandia y 170 en México. Resultando la población total de Norteamérica de 7169 parejas (Enderson *et al.*, 1995). En Sudamérica se estima que no hay más de 1000 parejas distribuidas por Perú, Ecuador, Chile y Argentina (McNutt *et al.*, 1988), aunque quedan zonas por estudiar en varios países.

La población total de Halcón Peregrino en Europa se estima entre 5720 y 7415 ejemplares. Siendo las poblaciones más numerosas las de España y Gran Bretaña (1280 parejas), seguidas de las poblaciones de Rusia (400-800 individuos), Francia (650 individuos), Italia (500 individuos) e Irlanda (450 individuos) (Ratcliffe, 1997). No obstante, esta información se encuentra bastante desfasada si se tiene en cuenta que en los últimos censos se estima una población próxima a los 2500 ejemplares en España (Gainzarain *et al.*, 2002; Zuberogoitia *et al.*, 2002).

Respecto a Bizkaia, provincia en la que se ha llevado a cabo el presente trabajo, la densidad poblacional se encuentra en los valores más altos del Estado (ver Zuberogoitia *et al.*, 2002), con un total de 46 territorios ocupados con parejas reproductoras, de los que 34 han sido monitorizados para este trabajo (datos propios de 2003, no publicados).

En cuanto a la tendencia de las poblaciones, en general, se está dando un proceso de recuperación tras el declive sufrido en los años 50 y 60, saliendo de la situación de amenaza en las listas de EEUU (Cade *et al.*, 1997), y dándose un notable incremento poblacional en Europa que proporcionan seguridad a la especie (Ratcliffe, 1997). No obstante, aún existen regiones en las que la recuperación no ha sido llevada a

cabo y otras en las que se vuelve a dar un declive por las mismas causas que originaron el desplome de la población mundial (ver Zuberogoitia *et al.*, 2002).

Hábitat

Los requerimientos ecológicos de la especie le obligan a desenvolverse en espacios abiertos, rehuendo de los bosques, aunque algunas poblaciones se han adaptado a volar bajo el dosel arbóreo (ver en Zuberogoitia *et al.*, 2002). En general, anidan en roquedos, tanto acantilados marinos como peñas de montaña, aprovechando las paredes de canteras abandonadas e, incluso, las construcciones humanas (ver Zuberogoitia *et al.*, 2002). En aquellos lugares en los que no existen estas estructuras, utilizan huecos en árboles viejos, nidos de rapaces forestales o simples montículos en el suelo (ver Cade *et al.*, 1988).

Los halcones en Bizkaia, anidan principalmente en acantilados, ya sean de costa (41,2%) o en peñas de interior (41,2%), y en menor proporción en canteras (11,8%) y en construcciones humanas (5,9%, ver Zuberogoitia *et al.*, 2002).

Reproducción

La fenología de la reproducción varía en función de la latitud, el clima, las subespecies, etc. Sin embargo, se describirá el caso de Bizkaia, por ser el lugar donde se ha llevado a cabo este proyecto. Los datos que a continuación se reflejan aparecen en Zuberogoitia *et al.* (2002).

Las paradas nupciales comienzan a mediados del invierno (finales de enero, comienzos de febrero), dándose las primeras puestas sobre el 20 de febrero.

Los halcones anidan en grietas y agujeros de las paredes o en repisas que tienen una estructura superior que las cubre. Aunque en ocasiones hacen el nido en repisas totalmente expuestas. No construyen nido alguno, sino que se limitan a excavar un cuenco en el suelo. Aunque también ocupan nidos hechos por otras aves rupícolas como los cuervos.

Una misma pareja puede tener varios emplazamientos diferentes para ubicar el nido. De hecho, suelen cambiar con asiduidad la ubicación del nido, pudiendo estar en la misma pared o en otra diferente.

Tras 28-32 días de incubación nacen los pollos. De forma que las primeras parejas en criar suelen tener pollos para finales de marzo. Ambos progenitores se turnan en la incubación y cuidado de los huevos y de los pollos pequeños, aunque la mayor parte del peso es llevado por la hembra. Hasta la tercera semana de edad los pollos no tienen la capacidad de termorregular, por lo que necesitan el cuidado y la protección de los adultos frente al frío y la lluvia. Superado este momento, los pollos comienzan a pasar más tiempo en solitario y los adultos comienzan a dejarles las presas enteras, sin necesidad de trocearlas y dárselas en el pico. El primer vuelo se produce a los 40-45 días de edad, en función del sexo y el desarrollo. Una vez fuera del nido, durante los primeros días aguardan a los adultos en las inmediaciones y salen a su encuentro para arrebatarles las presas que les traen. Posteriormente siguen a los adultos en las cacerías y,

si bien pueden comenzar a cazar por sí mismos a las pocas semanas de volar, continúan bajo la atención de los adultos durante varios meses más.

La productividad (nº pollos volanderos/ pareja que cría con éxito) media de los halcones en Bizkaia es de 2,5 pollos, con máximos de hasta 3,21 (Iraeta *et al*, 2003), es una de las productividades más elevadas a nivel mundial. La productividad de los halcones en Bizkaia está limitada por la lluvia caída durante el mes de abril; cuanto más lluvia cae, menos pollos consiguen sobrevivir ($r^2 = -0,899$ $p = 0,015$ $n = 6$; ver Iraeta *et al.*, 2003).

Alimentación

Se trata de una especie especialista, en el sentido de que se alimenta casi exclusivamente de aves, mientras que es generalista debido al gran espectro de especies sobre las que depreda. De hecho, la alimentación variará en función de las características del entorno, alimentándose básicamente de aves marinas en las islas y los acantilados costeros, de limícolas en los estuarios, de fringílidos en el ártico, etc. (ver Zuberogoitia *et al.*, 2002).

El halcón Peregrino en Bizkaia se comporta como una especie generalista, cazando desde pequeños passeriformes como el reyezuelo de 5,5 g hasta gaviotas y patos, presas que superan los 1000 g. Aunque las presas más abundantes son los túrdidos, fringílidos y colúmbidos.

EFFECTOS DE LOS CONTAMINANTES EN LOS HALCONES.

El halcón Peregrino se sitúa en los niveles más elevados de la cadena trófica, al depredar sobre aves que se alimentan tanto de grano, como insectos, invertebrados marinos o peces. Al estar en el nivel superior; es una especie que muestra los síntomas de contaminación química que ocurre en el ecosistema, debido al efecto de biomagnificación de estos contaminantes. Esta característica, además de ser una especie con estrategia K (es decir, elevada supervivencia de los adultos y sacar pocos individuos al reproducirse), le convierten en un buen bioindicador (Becker, 2003). Puesto que los cambios acontecidos en la población de Halcón Peregrino, aunque con algo de retraso, indican cambios en el medio. Así, los cambios en la población, se deben a la tendencia de biomagnificación de los contaminantes a través de la cadena alimentaria y a su acumulación en tejidos adiposos. La relevancia de las concentraciones de contaminantes en organismos que están en los niveles tróficos superiores, como el halcón Peregrino, nos advierten del verdadero riesgo de los contaminantes para la salud humana de una manera más fiable que las concentraciones obtenidas en agua, sedimentos o suelo (Becker, 2003).

Uno de los contaminantes que más daño ha causado en las poblaciones de halcón peregrino a nivel mundial fue el uso indiscriminado de DDT, además de otros organoclorados como el Dieldrín y otros ciclodienos, durante los años 40-50 (ver Zuberogoitia *et al.*, 2002).

Debido a que los organoclorados son sustancias bioacumulables, diez años después de producirse su uso masivo, se empezaron a notar los efectos de estas sustancias nocivas en los halcones. Así, durante los años 50-60 se produjo una gran disminución de las poblaciones de la especie en la mayor parte de los países del hemisferio Norte, observándose también un número anormalmente alto de huevos rotos en los nidos (Ratcliffe, 1993). Años después se comprobó que la acumulación de estos organoclorados en dosis mayores producía la muerte de los adultos (caso del Dieldrín, DDT, etc.) y en dosis subletales causaba un fallo reproductivo en los supervivientes. Se producía una disminución del grosor de la cáscara que llevaba asociada la rotura de los huevos (caso del DDE, metabolito secundario del DDT; ver en Zuberogoitia *et al.*, 2002).

La persistencia de la toxicidad de los organoclorados se debe a que son sustancias liposolubles y bioacumulables; es decir se acumulan en las grasas y órganos internos sin poder ser metabolizados y, por tanto, perdurando en el organismo sin poder ser eliminados. Se llegan a acumular en proporciones tan elevadas que pueden producir lesiones muy graves al individuo, incluso la muerte. Así, Crick (1992) realizó una revisión bibliográfica sobre el efecto de los contaminantes en las aves de presa recogiendo los niveles de contaminantes perjudiciales:

- Cantidades de 1-3,9 $\mu\text{g/g}$ de Dieldrín (organoclorado utilizado como pesticida) en los tejidos, son críticas para el individuo y, con $1\mu\text{g/g}$ en huevo, no eclosiona. Johnstone *et al.* (1996) también reconocen que cantidades superiores a 1mg/Kg son críticas.

- Cantidades de 10 µg/g de DDT en tejidos son críticas para el individuo. Pero cantidades de 30 µg/g de DEE (metabolito secundario del DDT) en tejidos, causa la muerte del individuo, y cantidades de 5-10 µg/g en huevos, provoca adelgazamiento en la cáscara. Por otro lado, se sabe que el grosor de las cáscaras de huevo se reduce en un 20% con cantidades de 15-20 mg/Kg de DDE, siendo este porcentaje mayor que el crítico (17%), por lo que el huevo no eclosiona (ver en Johnstone et al, 1996, Hartlet *et al.*, 1995).
- Johnstone y colaboradores (1996) también concluyeron que cantidades de PCBs (bifenilos policlorados) en cáscara eran críticos para el halcón peregrino. Obtuvieron que cantidades superiores a 1,5 mg/kg de heptacloro epóxido (FCE), cantidades superiores a 4 mg/kg de hexaclorobenceno (HCB) y en general cantidades superiores a 40 mg/kg total de PCBs suponían unos niveles críticos para la reproducción del halcón peregrino. Los PCBs también son sustancias bioacumulables, liposolubles y persistentes (ver Henny, 1998), que aunque no provocan delgadez en la cáscara, producen malformaciones en el embrión y por consiguiente fracaso reproductor (ver Quinn *et al.*, 2000).

Tras la prohibición del uso del DDT las poblaciones de Halcón Peregrino se fueron recuperando paulatinamente hasta la actualidad. Si bien, algunas regiones todavía no han sido recolonizadas, o el éxito reproductor continúa siendo bajo debido a la permanencia de niveles apreciables de contaminantes en el organismo de los halcones (Crick y Ratcliffe; 1995, Enderson et al, 1995; Holroyd y Banach, 2003). Estudios realizados con las presas consumidas por los halcones demuestran que todavía hoy en día hay presas que contienen niveles elevados de DDE en los tejidos, siendo ésta la causa que provoca el fracaso reproductor (ver Kennedy et al, 1995; Johnstone *et al.*, 1996; Corser et al, 1999; Mora *et al.*, 2002). Además, se ha comprobado que en las cadenas alimenticias terrestres, las rapaces son las que muestran mayores niveles de pesticidas organoclorados (Becker, 2003).

Los hidrocarburos, al igual que los organoclorados, son sustancias liposolubles y se acumulan en el organismo (ver en Seiser *et al.*, 2000, Golet *et al.*, 2002), además son elevadamente tóxicas, permaneciendo esta elevada toxicidad en el individuo.

Varios experimentos han demostrado que los efectos producidos por la ingestión de fuel incluyen (1) menor tasa de eclosión y alteración en la estructura de la yema; (2) reducción en la tasa de crecimiento; (3) menor desarrollo y reducción de la supervivencia de los pollos; (4) daños en hígado riñones e intestino en exposición al fuel a largo plazo; y (5) anemia hemolítica asociada a un descenso sustancial del volumen celular (ver en Seiser *et al.*, 2000). En poblaciones de aves silvestres, afectadas por mareas negras, se ha podido ver alteraciones endocrinas, variaciones en la osmorregulación, infecciones bacterianas y fúngicas (Dein & Frink, 1986; Khan & Ryan, 1991), rechazo o abandono de los huevos o pollos (Butler *et al.*, 1988) y descenso en la tasa de supervivencia adulta (Ester *et al.*, 2002; Golet *et al.*, 2002).

El petróleo en crudo o refinado causa en los huevos mortalidad embrionaria, especialmente si la exposición resulta en fechas tempranas de incubación. Experimentos realizados con petróleo crudo o mezclado con agua, en huevos, demostraban que cantidades mayores o iguales a 5 μ l reducían el éxito de eclosión (ver en Bernatowicz *et al.*, 1996).

Halcón juvenil. Fernando Ruiz Moneo.



Efecto de la marea negra del Prestige sobre el Halcón Peregrino en el País Vasco, año (0), 2003

CÓMO AFECTA LA MAREA NEGRA A LOS HALCONES

La afección del contaminante (fuel) en el Halcón Peregrino puede producirse de dos formas, directa o indirecta:

1. Directa

Este es el efecto más patente, puesto que es el responsable de que se recojan animales muertos o moribundos.

El Halcón es una rapaz situada en la cúspide de la cadena trófica. Se alimenta de todo tipo de aves, dirigiendo sus preferencias en cuanto a la abundancia, disponibilidad y accesibilidad de las presas. De esta forma, puede depredar sobre la gran mayoría de las especies afectadas por la marea negra. De hecho, los individuos afectados, al comportarse de una forma anormal, atraen la atención del depredador, que muestra una cierta predilección por las aves enfermas o mermadas de facultades (Ratcliffe, 1993, Treeleaven, 1998).

Por lo tanto, el halcón atacará y atraparará a las aves petroleadas. Si éstas poseen manchas patentes de fuel, el halcón se manchará las garras, las patas, las plumas de las partes inferiores y de la cara y el pico mientras manipula a la presa y la despluma. De manera que se pueden manchar y los efectos perjudiciales del crudo en las aves marinas pasen al depredador:

Impregnación de las plumas y consecuencias en el malfuncionamiento de las mismas. Así, las plumas se apelmazan y pierden las propiedades térmicas. Además, si la afección alcanza las plumas de vuelo, puede desembocar en problemas de movilidad. El ave manchada intenta recuperar su situación y cuanto más se esfuerza más energía gasta hasta quedar exhausta.

Por otra parte, las aves que consiguen sobrevivir con pequeñas manchas, al incubar los huevos ponen en contacto a estos con el fuel a partir de su plumaje o de algún material del nido, provocando la muerte del embrión (Irons, 1996). Los huevos y pollos de halcón podrían afectarse por el contacto con plumas afectadas de los padres, tal y como describe Bowman (1995) para el Pigargo Americano y Seiser *et al.* (2000) para el Arao Colombino.

Envenenamiento. Además, durante el proceso el ave intentará limpiarse las plumas con la ayuda del pico, ingiriendo parte del fuel, que provocará diferentes formas de envenenamiento, en función de la cantidad consumida. Este proceso también tiene lugar cuando el halcón se alimenta de aves.

Los efectos son variables, dependiendo de la dosis ingerida y de la acumulación de elementos nocivos en el organismo. En los casos más agudos se produce una serie de úlceras y petequias en el estómago e intestinos, de forma que se da una pérdida de sangre hacia el aparato digestivo que provoca una situación de anemia. También se dan alteraciones endocrinas, hepáticas, renales, gástricas, variaciones en la osmoregulación e infecciones bacterianas y fúngicas, que de no ser tratadas de alguna forma provocan la

Efecto de la marea negra del Prestige sobre el Halcón Peregrino en el País Vasco, año (0), 2003

muerte (Dein & Frink, 1986; Khan & Ryan, 1991). Las aves afectadas suelen tener valores de hematocrito y proteínas totales en sangre muy por debajo de los normales (CRFSB, 2003).

2. Indirecta

Bioacumulación. Si la cantidad ingerida no es suficiente para producir la muerte por anemia, el ave puede vivir. No obstante, dado que varios de los elementos presentes en el fuel son bioacumulables, estas sustancias van a seguir estando presentes en su organismo. En este caso, el resultado es la adquisición de niveles subletales de hidrocarburos que pueden tener efectos deletéreos en órganos internos, lo que implicaría la pérdida de capacitación biológica. Por ejemplo, Seiser *et al.* (2000) detectaron en una muestra pequeña de Arao Colombino (*Cephus columba*) afectados por la marea negra del **Exxon Valdez**, que los adultos tenían altas concentraciones de AST en sangre, lo que relacionaron con daños hepatocelulares causados por la ingestión de fuel. Por otro lado, de 442 necropsias realizadas en el Centro de Recuperación de Fauna Silvestre de Bizkaia se observó que un 14,7% de las aves presentaban necrosis en gónadas, además de otros órganos internos dañados (CRFSB, 2003).

Si el daño se da en menor medida, la bioacumulación de elementos tóxicos en el organismo de las aves afecta a la formación de los huevos, produciendo cáscaras más delgadas que los hacen inviables, o manteniendo niveles de ciertos contaminantes que producen la muerte del embrión o el no desarrollo del mismo (Buttler *et al.*, 1988; Becker, 2003). Además, niveles más bajos de los contaminantes permitirían el desarrollo del embrión, el nacimiento del pollo y su crecimiento, aunque causaría efectos en la supervivencia juvenil (ver Braune *et al.*, 1999; Seiser *et al.*, 2000; Murphy & Mabee, 2000).

Estudios realizados con las presas del Halcón Peregrino en zonas donde el éxito reproductor de los halcones todavía es bajo, se han detectado elevadas cantidades de DDT tanto en las presas como en los halcones (Kennedy *et al.*, 1995, Mora *et al.*, 2002). Por ejemplo una presa de halcón que contenga niveles de DDE de 1µg/g en peso húmedo o 5µg/g de PCBs, es suficiente para que se produzca fracaso reproductor (ver en Mora, 1997, Braune *et al.*, 1999). Estos ejemplos, llevados a cabo con DDT y organoclorados explican perfectamente de que manera los halcones se contaminan a partir de sus presas. Johnstone *et al.* (1996), llegaron a la conclusión de que los halcones de su área de estudio tienen mayores concentraciones de contaminantes porque se alimentan de especies migradoras que tienden a estar más contaminadas, especialmente aves marinas y patos. Al igual que Crick y Ratcliffe (1995) que sugieren que el fallo en el éxito reproductor de las poblaciones de halcones de las costas del Norte de Inglaterra, se debe a que estos halcones están afectados por bioacumulación de los contaminantes que hay en el mar vía cadena alimentaria.

Reducción del alimento disponible. Por último, una marea negra puede tener consecuencias en las poblaciones a largo-medio plazo debido a sus efectos sobre los niveles tróficos inferiores. De esta forma, el grado de afección de las aves variará en función de su condición trófica y ecológica, de forma que las

primeras especies afectadas serán aquellas que vivan directamente en el medio marino, donde se ha producido el desastre. Sin embargo, al pasar el tiempo, los elementos contaminantes se introducen en las cadenas tróficas a partir de los invertebrados, los peces, etc. Éstos, a su vez, son consumidos por las aves, que se verán afectados de diferentes formas, pero concluyendo, en cualquier caso, en un detrimento de la población de las diferentes especies. Esto puede llevar a un descenso en la disponibilidad de presas, tal y como apuntan Peterson *et al.* (2003), con el consecuente efecto sobre el mantenimiento de las poblaciones de halcones.

OBJETIVOS

Los efectos de las mareas negras son siempre medidos en las poblaciones animales íntimamente ligadas al medio marino, bien sean macroinvertebrados bentónicos y planctónicos, peces, algas, aves y hasta algunos casos en mamíferos acuáticos. En cambio, poco a nada se sabe de las especies que pueden verse afectadas en un segundo plano, pero no por eso con menor importancia. De esta forma, los organismos terrestres sufren de diversas maneras las consecuencias de las catástrofes, siendo el Halcón Peregrino uno de los casos.

La razón de escoger al Halcón Peregrino como especie bioindicadora del desastre en organismos terrestres se fundamenta en el hecho de que se trata de un depredador situado en la cúspide de la cadena trófica, cuyas presas son, en buena parte, las mismas que se ven afectadas de forma directa por los desastres o se alimentan de sustancias relacionadas con el suceso. Además, el Halcón Peregrino ha sido la especie bioindicadora por excelencia de los casos de contaminación por organoclorados de los que destaca el DDT.

El análisis de los efectos del desastre en una especie como el Halcón Peregrino no sólo sirve para observar los efectos en sus poblaciones, sino que puede utilizarse como referente para otras especies terrestres (otras rapaces, carnívoros, etc.) y, de forma más importante, como un termómetro que nos indica el grado de amenaza que se cierne en torno a la salud humana, puesto que nosotros, al ser el último eslabón de la cadena trófica, nos veremos afectados de una forma relativamente similar a la del Halcón.

Por lo tanto, en este primer informe se van a exponer los resultados obtenidos durante el seguimiento de las poblaciones de Halcón Peregrino en Bizkaia, comparándolos con seis años de estudios previos. Los resultados permitirán valorar el grado y la magnitud de la afección en su primer episodio (periodo de reproducción de 2003).

ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio cubre la totalidad de la provincia de Bizkaia (2384 km²), situada en el Cantábrico oriental (Norte de la península Ibérica). Es una provincia montañosa, densamente poblada, con amplias áreas urbanas e industriales.

Las zonas montañosas son en su mayor parte de origen kárstico, por lo que abundan las paredes calizas. La costa, por su parte, está formada por una línea continua de acantilados, rota de vez en cuando por pequeños estuarios y playas. Desde el nivel del mar hasta la cota máxima (1.480 m) hay una separación de apenas 50 km., lo que da una idea de lo abrupto del relieve.

Los ríos son de escaso desarrollo y rápidos, y dan origen a estrechos valles. La vegetación de ribera ha desaparecido en la mayoría de los tramos, sobre todo en los bajos y medios, y donde perdura lo hace con apenas alguna hilera del original bosque galería. La mayoría de las marismas, situadas en la desembocadura de los ríos principales, están fuertemente degradadas, salvo el caso de la Reserva de la Biosfera de Urdaibai.

Respecto a la vegetación, sufrió numerosas modificaciones en tiempos pasados, lo que ha convertido a la provincia en una región de aprovechamientos madereros. De esta forma, los bosques de las zonas bajas y medias fueron suplantados por plantaciones de pinos y de eucaliptos, subsistiendo entre ellos algunas manchas del robledal original. En las partes altas aún perduran algunos hayedos, aunque las cumbres están ocupadas por pastos montanos. Asimismo, tanto en los acantilados costeros, como en las laderas abruptas de las montañas calcáreas, se encuentran las formaciones boscosas de encinar cantábrico (ver Loidi, 1987).

Además, una buena parte de Bizkaia sigue siendo rural, con aprovechamientos ganaderos y de caserío. De esta forma, el paisaje se vuelve característico, con prados dedicados a pastos y pequeñas huertas. No hay cultivos extensivos de cereales, remolachas o patatas como en regiones cercanas. Por lo tanto, la cultura del caserío ha mantenido lo que se denomina la campiña atlántica, caracterizada por los pastizales rodeados de orlas arbustivas y limitados por pinares. La importancia de este biotopo radica en el gran mosaicismo vegetal y la abundancia de alimento.

En cuanto al clima, la influencia de la rama principal de la corriente del Golfo propicia un clima oceánico templado, con abundancia de precipitaciones repartidas a lo largo de todo el año e inviernos suaves (Loidi, 1987). El viento predominante es el NW, proveniente del Atlántico y cargado de humedad. Las precipitaciones anuales rondan los 1000 mm de la costa y los 1900 mm de las montañas del interior (Montes Vascos). La oscilación térmica es de 11 a 12 ° C, siendo el mes más frío enero, con 6 ° C de temperatura media, y el más caluroso julio, con 18 ° C de temperatura media. Datos registrados en la Estación Meteorológica de Sondika.

MÉTODOS

El seguimiento de la reproducción del Halcón Peregrino en Bizkaia comenzó en 1997 y se ha realizado ininterrumpidamente hasta 2003. El número de parejas controladas ha experimentado un continuo incremento anual debido a un mayor esfuerzo de prospección y seguimiento, gracias entre otras cosas a un incremento del personal dedicado a este proyecto.

CONTROL DE PAREJAS

A finales del mes de enero, cuando los halcones comienzan a realizar el prelude de las paradas nupciales, comienza el control de las parejas territoriales. Se realizan visitas a cada territorio para comprobar la presencia de la pareja, si ha habido algún recambio de individuos o si se mantiene los mismos ejemplares que en la temporada anterior. Con este fin se emplean telescopios de 20x60 aumentos.

Foto de “Motxa”, hembra nueva, capturada y anillada un mes después de obtener esta foto mediante digiscoping. Iñigo Zuberogoitia/E.M. Icarus.



Cada halcón es observado para determinar su identidad, confirmar si está anillado o no, el estado del plumaje, etc. En caso de no estar identificado, se realiza un dibujo en el que se resaltan aquellos detalles que lo hacen singular, no habiendo dos halcones iguales (ver Zuberogoitia *et al.*, 2002). En aquellos casos en los que es posible, se obtienen fotografías del individuo (ver foto).

LOCALIZACIÓN DE LOS NIDOS Y CONTROL DE LAS PUESTAS

En febrero se incrementa el comportamiento nupcial, dándose continuas demostraciones de habilidad del vuelo entre el macho y la hembra, intercambiándose presas y preparando el cuenco del nido.

Normalmente se encargan de arreglar el nido donde van a realizar la puesta, aunque no es hasta el momento de la misma cuando se confirma este hecho, pudiendo darse el cambio de ubicación en el último instante.

Hay parejas que ocupan el mismo nido varios años seguidos, mientras que otras alternan la localización de los mismos, desplazándose a distancias de más de 500 m del nido del año anterior (ver Zuberogoitia *et al.*, 2002). Durante este proceso se incrementa el esfuerzo de seguimiento, estando entre dos y ocho horas seguidas en cada territorio.

Las parejas más predecibles son controladas por equipos de dos o tres personas, con un telescopio, mientras que las de difícil detección son controladas por hasta tres equipos de dos o tres personas, cada uno con un telescopio y walky-talkies. Los equipos se colocan en puntos estratégicos para no perder de vista a la pareja.

Durante estos días se realiza el seguimiento hasta confirmar el lugar exacto del nido y la fecha de puesta. Las parejas a las que no se detecta comportamiento de realizar la puesta son seguidas con mayor intensidad, alternando las vistas durante varias semanas hasta confirmar definitivamente la no realización de la puesta.

Descenso a uno de los nidos para anillar a los pollos. Iñigo Zuberogitia/E.M. Icarus.



Efecto de la marea negra del Prestige sobre el Halcón Peregrino en el País Vasco, año (0), 2003

CONTROL DE LA INCUBACIÓN Y EL NACIMIENTO DE LOS POLLOS

Una vez que se han controlado todas las parejas, y se conoce la ubicación exacta de todos los nidos, se procede a realizar el seguimiento de la evolución de la nidada. Durante este proceso se vigila el nido y sus alrededores con los telescopios, situados a una distancia suficiente como para no interferir en el comportamiento de los halcones.

Se confirma los recambios del macho a la hembra para incubar los huevos y se obtienen datos tales como la frecuencia de ceba o la duración de la incubación de cada sexo.

CONTROL DE LAS POLLADAS Y ANILLAMIENTO

Dado que se conocen las fechas de puesta, se puede estimar con precisión las fechas de nacimiento de los pollos.

El descenso a los nidos se lleva a cabo cuando los pollos tienen un mínimo de 15 días y un máximo de 30 días. Este rango es el adecuado para anillar a los pollos, ya que tienen los tarsos desarrollados a un tamaño próximo al definitivo. Los pollos más pequeños de 15 días tienen los tarsos muy pequeños, con lo que las anillas se salen por las garras. En el caso de pollos mayores de 30 días se corre el riesgo de que salten del nido precipitadamente, por lo que se descarta cualquier manipulación tras esta edad.

Las visitas a los nidos comienzan el 20 de abril, invariablemente todos los años, puesto que hay parejas que crían todos los años en las mismas fechas (ver Zuberogoitia *et al.*, 2002). Tras este inicio se suceden las visitas en función de la edad estimada de los pollos. Para ello se hacen dos equipos con un mínimo de cuatro personas en cada uno de ellos. De forma que una persona desciende al nido, otra persona controla una cuerda de seguridad y las otras dos personas se encargan de anillar a los pollos y tomarles las medidas biométricas. Cuando la persona que desciende llega al nido, se asegura y procede a colocar a los pollos en una bolsa, que será izada con sumo cuidado hasta donde está el resto del equipo. Durante el proceso se da la comunicación por medio de walky-talkies previniendo cualquier inconveniente. Mientras se procede a manejar a los pollos, la persona que está en el nido toma medidas del mismo, lo supervisa y recoge muestras de presas, cáscaras, pollos muertos, etc., que hay en el mismo. Una vez anillados y tomadas las medidas biométricas, los pollos son devueltos al nido, colocándolos con cuidado y retirándose sin hacer movimientos bruscos. Finalizado el proceso, la persona del nido sube por la cuerda mientras arriba recogen datos sobre las variables ambientales.

Los pollos son anillados con anillas metálicas de la Oficina de Anillamiento de San Sebastián (S.C. Aranzadi) y con anillas metálicas de lectura a distancia. Estas anillas son de un color base y presentan un código alfanumérico individual. Para evitar duplicaciones se lleva un registro nacional de las anillas colocadas, de forma que las diferentes provincias utilizan distintos colores base.

En el caso de pérdida de la puesta se desciende al nido para recoger los datos del mismo y las posibles evidencias de la pérdida. En ocasiones los huevos perdidos han sido eliminados, bien porque una vez que los halcones no defienden el nido, los cuervos se alimentan de ellos o porque los propios halcones los han tirado del cuenco. En el caso de encontrar los huevos en el nido y constatando que la puesta ha sido abandonada, se recogen con cuidado para analizarlos posteriormente.

Asimismo, los huevos no eclosionados encontrados en los nidos junto a pollos grandes, son recogidos para su análisis.

Josean y Agurtzane con tres pollos de halcón recién anillados. Iñigo Zuberogoitia/E.M. Icarus.



ANÁLISIS DE LAS PRESAS

Los restos de plumas, huesos y egagrópilas recogidos en los nidos son posteriormente analizados. Para la identificación de las presas se cuenta con una colección propia de comparación compuesta por alas, colas, patas y cráneos de aves recogidas muertas durante los últimos 15 años. En algunos casos se recurre a guías especializadas (Jenny & Winkler, 1994).

Efecto de la marea negra del Prestige sobre el Halcón Peregrino en el País Vasco, año (0), 2003

CONTROL DE LA EVOLUCIÓN DE LOS POLLOS

Tras finalizar el proceso de control de los nidos y anillamiento de los pollos, se procede a controlar los nidos en el periodo de los primeros vuelos, confirmándose el número de pollos que sobreviven.

Asimismo, durante este periodo se intenta capturar a los adultos por medio de redes. De esta forma, año tras año se va incrementando el número de halcones adultos controlados por medio de anillas de lectura a distancia.

ANALÍTICA DE LOS HUEVOS PERDIDOS

Extracción

Antes de proceder al tratamiento analítico de las muestras, éstas se someten a un proceso de liofilización para eliminar el contenido de agua. Los PAHs de las muestras se extraen según el procedimiento EPA 3540. La extracción se lleva a cabo empleando un aparato Soxhlet y utilizando 200 ml de diclorometano como disolvente durante un periodo de 8 horas. Para la extracción se emplean aproximadamente 2 g de peso seco de cada muestra. Tras la extracción se procede a la purificación por medio de una columna de sílice neutro activada. Tras sembrar el extracto, se eluye con 25 ml de hexano que se descartan y a continuación la fracción correspondiente a los PAHs se eluyen con 25 ml de una mezcla diclorometano:hexano (2:3, v/v). Este eluato se concentra y reconstituye en 1 ml de acetonitrilo. Antes de inyectar este eluato en el sistema de HPLC, se procede a la filtración de la muestra utilizando un filtro de jeringa de 45 µm de tamaño de poro.

Separación y cuantificación de los PAHs

El extracto correspondiente a los PAHs se analiza empleando un sistema de HPLC que consta de dos bombas Jasco PU-1580 y un mezclador Jasco HG-1580-31 (Jasco Corporation, Tokio, Japan). La inyección se lleva a cabo a través de un inyector Rheodyne 7125 equipado con un loop de 20 µl. La separación se realiza empleando una columna C-18 (25 cm x 4,6 mm d.j., 5µm) de Waters. La detección de los analitos se lleva a cabo con el equipo de fluorescencia Jasco FP-920, acoplado al sistema de HPLC. Como fases móviles se emplean acetonitrilo (grado HPLC) y agua mili-Q. El método HPLC está basado en el descrito por Bordajandi et al. (2003). Brevemente, 20 µl del extracto filtrado se inyectan en la columna previamente equilibrada con 60% de acetonitrilo y flujo de 1 ml/min. La elución se lleva a cabo empleando un gradiente lineal a flujo constante. En 20 minutos se pasa de 60 a 100% de acetonitrilo, se mantienen 5 minutos estas condiciones y se equilibra otra vez la columna en las condiciones iniciales. El análisis se completa en 25 minutos. Para la detección de cada PAH se emplean los pares óptimos de excitación-emisión específico de cada uno. La cuantificación se lleva a cabo empleando el programa Jasco-Borwin y utilizando el método de patrón externo para cada PAH con una recta de calibrado de 7 puntos en un intervalo de concentraciones comprendido entre 0,003 y 0,4 ng/µl.

PAH seleccionados para el análisis

Dado que los hidrocarburos presentes en el Prestige están formados por una gran variedad de elementos y compuestos diferentes, se procedió a acotar el número de estos a buscar en los Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAP) que sugiere la EPA (Environmental Protection Agency) como compuestos catalogados como potencialmente carcinogénicos. Se escogieron 14 de los 22 compuestos catalogados por la EPA: la EFSSA propone un límite de seguridad total de 500 µg/kg para moluscos (incluyendo cefalópodos) y crustáceos y de 50 µg/kg para peces. Estas recomendaciones eran similares ya para el Erika, excepto en el caso de cefalópodos y crustáceos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

RAPACES AFECTADAS DE FORMA DIRECTA POR EL *PRESTIGE*

Aunque la mayoría de bajas causadas por el *Prestige* han sido aves marinas y aves relacionadas con el medio marino (álcidos, cormoranes, colimbos, somormujos, gaviotas, limícolas, etc.), el efecto de la marea negra ha alcanzado a otras especies que utilizan ocasionalmente los recursos disponibles en la zona intermareal (palomas, tórtolas, passeriformes, etc.) y a aquellas que se sitúan en la cima de la cadena trófica, consumiendo cualquiera de la especies afectadas (aves rapaces, ver en García *et al.*, 2003). La incidencia de las mareas negras sobre las aves rapaces ha sido escasamente estudiada, a pesar de haber sido fundamentado en catástrofes como la del *Exxon Valdez*, donde se analizó la incidencia sobre el Pigargo Americano y se reportó la afección de otras especies como el Halcón Peregrino (Wiens *et al.*, 1996). Aunque el grado de amenaza de las poblaciones de la mayoría de las especies de aves rapaces posiblemente involucradas, resulta más acusado que el de las aves marinas (ver Hagemeyer & Blair, 1997).

Las aves rapaces son afectadas de forma directa, cuando depredan sobre una presa notablemente manchada y se manchan asimismo al manipularla y al desplumarla, o de forma indirecta cuando consumen una presa con pequeñas manchas o con concentraciones de los contaminantes que adquirió al limpiarse el plumaje o al alimentarse de algas, peces o invertebrados contaminados. Cuando la afección es directa se localiza a las rapaces muertas o con las facultades mermadas, mientras que en los casos de afecciones indirectas se da una acumulación de sustancias perniciosas en el organismo de las rapaces, de forma que cuantas más presas contaminadas consume mayor es la concentración de contaminantes acumulado (Kennedy *et al.*, 1995, Mora *et al.*, 2002).

Desde el comienzo de la marea negra del *Prestige* y hasta el otoño de 2003, se localizaron varias aves rapaces afectadas de forma directa en el litoral afectado (ver tabla 1; García *et al.*, 2003). Además, en junio de 2003 ingresó en el Centro de Recuperación de Fauna Silvestre de Bizkaia un pollo de Halcón Peregrino volandero manchado con fuel y con síntomas de intoxicación. Estos ejemplares representan una pequeña fracción de las rapaces que se vieron afectadas por el vertido. En estos casos las aves se encontraban notablemente afectadas por los hidrocarburos. De hecho, varias de las rapaces se encontraron muertas, impregnadas con fuel, mientras que dos ratoneros, dos cernícalos y el halcón estaban vivos, aunque el grado de afección les impedía volar. Es posible que un notable porcentaje de rapaces sobreviviesen en un primer momento, falleciendo al de unas horas o días, lejos de la costa. Motivo por el cual no se localizaron más ejemplares. De hecho, el halcón afectado se localizó a varios kilómetros tierra adentro.

Tabla 1. Aves rapaces afectadas de forma directa por el vertido del *Prestige* en el litoral cantábrico.

ESPECIE	CONDICIÓN		TOTAL
	VIVA	MUERTA	
Azor Común (<i>Accipiter gentilis</i>)	0	1	1
Gavilán Común (<i>Accipiter nisus</i>)	0	1	1
Busardo Ratonero (<i>Buteo buteo</i>)	2	1	3
Cernícalo Vulgar (<i>Falco tinnunculus</i>)	2	1	3
Halcón Peregrino (<i>Falco peregrinus</i>)	1	0	1
TOTAL	5	4	9

Busardo Ratonero. Iñigo Zuberogoitia/E.M. Icarus.



HALCONES AFECTADOS DE FORMA DIRECTA

Desde enero hasta junio de 2003 se realizaron chequeos periódicos para revisar la situación en la que se encontraban los halcones adultos en su medio natural, y se observó que ninguno de los ejemplares estaba manchado (n = 60 adultos).

Asimismo, entre finales de abril y finales de mayo se accedió a 35 nidos para comprobar el estado de la nidada, el éxito reproductor, marcar y medir a los pollos y recoger muestras de presas. Durante estas 35 visitas se revisó todo cuanto estaba relacionado con el nido (huevos, pollos, presas, cuenco, etc.) en busca de rastros de fuel. No se localizó ni un solo nido afectado, con presencia patente de hidrocarburos.

De la misma forma, se prestó especial atención al recambio poblacional. La población objeto de estudio está sometida a un seguimiento continuo desde 1997, habiendo nueve halcones adultos marcados con anillas de lectura a distancia y teniendo caracterizados e individualizados a 22 más por medio de patrones de color y marcas distintivas. En el transcurso del periodo de reproducción de 2003 ninguno de los halcones controlados fue sustituido por otro. Algo que suele ocurrir con celeridad (menos de dos semanas) cuando uno de los adultos abandona el territorio.

No obstante, de las parejas controladas, dos hembras estaban solas (Bermeo y Dima). En el caso de Bermeo, el macho fue abatido de un disparo durante el invierno y la hembra no se emparejó durante el periodo reproductor, por lo que no realizó puesta. En el caso de Dima, cuando empezamos a controlar a la pareja el macho no estaba, sin llegar a conocer las causas de su ausencia.

En principio, el no encontrar halcones manchados no quiere decir que no estén afectados, debido a que pueden limpiarse los restos de hidrocarburo. No obstante, invariablemente, el halcón que ha depredado sobre una presa afectada, tanto al comerla, como al limpiarse, va a consumir cierta cantidad de hidrocarburos. Si la cantidad consumida es alta se produce una afección directa por envenenamiento, mientras que si consume pequeñas cantidades se produce un efecto indirecto de bioacumulación.

Por lo tanto, en base a los resultados obtenidos durante el primer periodo reproductor, se puede decir que el efecto directo, en principio, ha ocasionado pocas bajas en el 2003. No obstante, continuando el seguimiento de los halcones adultos hasta finales del invierno (enero-febrero de 2004) se ha constatado el recambio de 9 halcones adultos de 30 identificados (*Barakaldo hembra adulta nueva, Dima hembra joven nueva, Bakio1 hembra adulta nueva, Bakio2 hembra adulta nueva, Bakio3 hembra adulta nueva, Bermeo macho adulto nuevo, Foru macho adulto nuevo (1), Lekeitio2 uno nuevo joven?, Orduña2 hembra adulta nueva*). Esto significa que ha habido una tasa de recambio del 30% a lo largo de la segunda mitad del año 2003. Esta tasa es notablemente superior al 21% habitual de la población objeto de estudio (Zuberogoitia et al., 2002), alejándose de las tasas registradas en poblaciones sanas de Gran Bretaña (19%, Mearns & Newton, 1984) y Canadá (23%; Court, 1986), y equiparándose a las obtenidas en poblaciones de EEUU

(25%), Finlandia (28%) o Suecia (32%) en las que aún arrastraban los efectos derivados de la bioacumulación de DDT (Enderson, 1969; Lindberg, 1977; Mears & Newton, 1984; Court, 1986).

Lamentablemente, existen pocos precedentes de estudios de la afección de mareas negras sobre las aves rapaces. Uno de los llevados a cabo se realizó en Alaska, tras el desastre del *Exxon Valdez*, donde se observó una notable afección directa sobre el Pigargo Americano (Day *et al.*, 1995, 1997; Wiens *et al.*, 1996) y un descenso en la reproducción al año siguiente. Pero apenas hubo repercusiones a largo plazo, dándose la recuperación de las poblaciones en 3-5 años (Bowman *et al.*, 1995, Bowman *et al.*, 1997). La diferencia entre aquel caso y el del *Prestige* radica en que en el de Alaska la marea se restringió a una fracción de la costa y se procedió a la limpieza de forma inmediata, mientras que en el caso del *Prestige* la marea tiene un efecto crónico al estar llegando en oleadas y durante más de un año. El autor del estudio del Pigargo (Bowman, 1995), así como otros autores que estudian aves marinas involucradas en desastres similares (ver en Ester, 2002; Golet *et al.*, 2002; Kingston, 2002) achacan la recuperación de las poblaciones a la longevidad de la especie. De forma que mientras no se de un descenso muy brusco de la fracción reproductora, ésta podrá recuperar la normalidad en un periodo variable de años, en función de la intensidad del impacto (ver Wiens *et al.*, 1996). El caso del Halcón podría ser de similares características, ya que se trata de aves longevas, aunque no tanto como las aves marinas (ver Ratcliffe, 1993; Zuberogoitia *et al.*, 2002). Además, las dosis de sustancias tóxicas acumuladas en el organismo pueden ser eliminadas paulatinamente a través de los huevos, de forma que se pierda un número de huevos durante los primeros episodios tras el desastre, recuperándose paulatinamente la normalidad si la entrada de contaminantes no es crónica (Enderson *et al.*, 1995; Crick & Ratcliffe, 1995).

LAS PRESAS DE LOS HALCONES

Durante los periodos reproductores de los últimos siete años se ha analizado la dieta de los halcones de Bizkaia, identificando un total de 1.448 presas pertenecientes a 99 especies de 40 familias (Anexo 1).

Las presas más capturadas por los halcones fueron los mirlos que constituyen el 14,43% del total. En segundo lugar las palomas con un 12,92% y, después, los zorzales (9,25%) y jilgueros (8,15%).

Las aves limícolas, si se consideran por especies, representan un escaso porcentaje en la dieta de los halcones. Sin embargo, considerando todas las especies de limícolas, representan un 8,9 % de la misma.

En cuanto a las aves marinas, apenas son consumidas por los halcones vizcaínos, siendo raros los casos, salvo las gaviotas, principalmente patiamarillas (17 individuos) y reidoras (2 individuos). Además, se han detectado algunos charranes (cuatro ejemplares de cuatro especies diferentes) y anátidas (tres ejemplares de tres especies).

Por otra parte, realizando el seguimiento de los halcones durante el invierno, se observaron casos de depredación sobre especies como Mérgulo Atlántico, Garza Real y una elevada presión sobre las limícolas, sobre todo en zonas de especial abundancia como puede ser las marismas de Urdaibai (ver Zuberogoitia *et al.*, 2002). Además, se detectaron casos de ataques reiterados sobre gaviotas, tanto patiamarillas como reidoras en las zonas de máxima concentración, como los puertos, de las primeras y gaviotas sombrías en vertederos (ver Zuberogoitia *et al.*, 2002).

Un estudio realizado en Rankin Inlet, Canadá, demostraba que de las especies migradoras sobre las que predaba el Halcón Peregrino (*F. p. tundrius*), las aves que contenían mayor cantidad de contaminantes organoclorados y PCBs eran los patos, aves marinas y limícolas, frente a los paseriformes. Esto se debe a que las especies acuáticas, bioacumulan el lixiviado de estos contaminantes, que están disueltos en el agua. Los halcones que se alimenten de aves acuáticas tienen niveles de pesticidas mayores que los de áreas vecinas (ver en Johnstone *et al.*, 1996). Este razonamiento se puede aplicar al vertido del *Prestige*. Las aves marinas y limícolas seguirán bioacumulando cantidades de fuel, y los halcones que se alimenten de estas presas también lo acumularán.

PRESAS AFECTADAS DIRECTAMENTE POR EL *PRESTIGE*

García *et al.* (2003) recogieron en un informe global el número de aves afectadas por el *Prestige* en las costas cantábricas y en las atlánticas gallegas. En el caso de Bizkaia, las aves encontradas fueron remitidas por el Centro de Recuperación de Fauna Silvestre, al que a su vez fueron llevadas por ornitólogos voluntarios que rastrearon el litoral periódicamente. En la tabla 2 aparecen las aves encontradas por cada playa y la cantidad de residuos contaminados recogidos, en base al informe de García *et al.* (2003). Esta tabla permite conocer los puntos más afectados y de mayor concentración de aves afectadas, y puede ayudar a estimar los territorios de halcón más susceptibles de ser afectados por el consumo de las aves manchadas.

Tabla 2. Información sobre las playas afectadas, el número de aves encontradas y su índice relativo de abundancia y la cantidad de residuos extraídos.

Municipio	Km playa	Aves encontradas	Nº aves/ km playa	Tm residuos retirados	Tm residuos/km playa
Muskiz	0,48	147	306,25	10,58	22,03
Zierbana	0,48	158	329,17	10,58	22,03
Santurtzi	0	7		0	
Portugalete	0	3		0	
Getxo	2,97	458	154,21	71,93	24,22
Sopelana	1,337	208	155,57	108,6	81,23
Barrika	0,485	26	53,61	3,68	7,59
Plentzia	0,36	17	47,75	15	42,13
Gorliz	0,84	28	33,25	14,45	17,16
Lemoiz	0,2	48	240	73,69	368,45
Bakio	0,84	159	189,29	540,21	643,1
Bermeo	0,34	98	288,24	20,9	61,46
Mundaka	0,09	27	300	19,65	218,33
Sukarrieta	0,61	8	13,11	22,26	36,49
Busturia	0,23	1	4,35	0,45	1,96
Ibarrangelua	1,386	133	95,96	211,13	152,33
Elantxobe	0	18		0	
Ea	0,27	45	166,67	32,11	118,93
Ispaster	0,48	59	122,92	45,94	95,7
Lekeitio	0,25	49	196	35,15	140,6
Mendexa	0,74	29	39,08	50,55	68,13
Ondarroa	0,18	21	116,67	14,15	78,5

PROBABILIDADES DE ALIMENTARSE DE AVES AFECTADAS

El Halcón Peregrino puede distinguir rápidamente un ave que muestra alguna debilidad física y depredar sobre ella (Ratcliffe, 1993, Treleaven, 1998). Las aves afectadas por el vertido del *Prestige* están débiles, tienen niveles de hematocrito y de proteínas en sangre muy bajos, lo que les produce una situación de anemia (CRFSB, 2003). Estas aves son presas potenciales, que aunque no pueden volar bien, sí son capaces de revolotear, llamando la atención del halcón, tal y como indicaba Ratcliffe (1993) en el caso de aves enfermas o heridas. El halcón predeará principalmente sobre ellas, porque las probabilidades de éxito en la caza son mayores.

En el anexo 2 se presenta una tabla en la que aparecen las especies consumidas por los halcones en los últimos años y las especies que han sido afectadas por el *Prestige*. Asimismo, se indica la importancia relativa de cada especie afectada en la dieta del Halcón. Las especies con mayor importancia relativa son el Arao Común y la Gaviota Patiamarilla. En el primer caso, el Arao Común, se trata de una especie muy rara en la dieta de los halcones de Bizkaia, aunque ciertamente abundante en la dieta de halcones que nidifican en colonias de aves marinas (ver Munro & Drimelen, 1988). La importancia relativa se debe al alto número de aves afectadas (ver García *et al.*, 2003). En condiciones naturales, los araos son únicamente aves invernantes en las costas vizcaínas, y su accesibilidad para los halcones es prácticamente nula, puesto que cuando vuelan lo hacen a ras del agua y en cuanto detectan al halcón se lanzan al agua y se zambullen, siendo prácticamente imposible su captura. En las colonias de nidificación el caso es totalmente diferente, puesto que los araos precisan volar del mar a tierra y viceversa para atender a la nidada, siendo una presa más fácil para el halcón cuando vuelan cerca de la colonia. Durante la marea negra del *Prestige*, los araos afectados tendían a salir a tierra debido a los procesos de hipotermia a los que estaban sometidos (ver Szaro, 1977). Una vez en tierra se muestran muy torpes y su extremo debilitamiento les impide realizar movimientos coordinados de huida, siendo objeto de atención de los halcones. De hecho, las presas débiles son rápidamente detectadas y atacadas por los halcones, quienes no dudan en atacar a aves en el suelo (Ratcliffe, 1993; Zuberogoitia *et al.*, 2002). Además, durante la recogida de los araos afectados, se detectaron varios casos de ejemplares con señales de haber sido devorados, tanto por rapaces, como por gaviotas y carnívoros.

El segundo caso es el de la Gaviota Patiamarilla, que resulta una presa escasa en la dieta del halcón, aunque ciertos individuos se especializan en su captura (ver Zuberogoitia *et al.*, 2002). El hecho de existir un sector de la población de gaviotas manchado y debilitado, incrementaría la depredación del halcón sobre esta especie.

Además se han detectado otras tres especies con una gran importancia pero que han sido escasamente afectadas. Se trata de la Paloma Doméstica, el Zorzal Común y el Mirlo Común. Estas especies han sido afectadas por los vertidos debido, en unos casos, a su costumbre de consumir piedrecillas y arena que encuentran en las playas (palomas) y, en otros casos (mirlos y zorzales), a la búsqueda de invertebrados y

Efecto de la marea negra del Prestige sobre el Halcón Peregrino en el País Vasco, año (0), 2003

sustancias orgánicas que arrastra la marea hasta la playa. Una vez manchados siguen el proceso de debilitamiento y se convierten en presa fácil para el halcón.

El resto de las especies, si se tiene en cuenta los datos obtenidos, no suponen un grave problema. No obstante, es preciso matizar una vez más, que una vez que un ave se encuentra afectada por el fuel, se convierte en una presa fácil para los halcones.

Correlimos Gordo. Una de las presas del halcón con alta probabilidad de verse afectada por las manchas de hidrocarburos. Iñigo Zuberogitia/E.M. Icarus.



POSIBILIDADES DE AFECCIÓN DIFERENCIAL POR TERRITORIOS

Resulta probado el hecho de que cada pareja de halcón depreda sobre unos tipos de presa diferentes, en función de su disponibilidad en el medio y de un cierto grado de especialización (ver Zuberogoitia *et al.*, 2002). En base al historial de presas obtenido en los últimos siete años, existen parejas con un mayor riesgo de verse afectadas que otras (ver tabla 3). El hecho de contar con porcentajes más elevados de consumo de las especies presa afectadas, no implica necesariamente estar afectados, ya que como se ha visto en el apartado anterior, el peso relativo varía entre las especies en función del número de ejemplares afectados y la presión de los halcones sobre ellas. Además, no se ha tenido en cuenta la disponibilidad, en términos absolutos, de las presas en el medio. Por ejemplo, el que un zorzal esté afectado no es lo mismo que lo esté un zarapito, ya que el número de zorzales disponibles en Bizkaia probablemente sea de varias decenas de miles, repartidos por todo el territorio (ver Zuberogoitia & Torres, 2002); mientras que el de los zarapitos suele ser de unas pocas decenas, concentrados en unos pocos lugares durante el invierno, o de unos cientos, que bordean la costa durante las migraciones (ver Zuberogoitia & Torres, 1998). Por lo tanto, es más fácil que un zorzal afectado pase desapercibido para los halcones, que lo haga un zarapito.

Nido de halcón en la costa. Julen Zuberogoitia.



Efecto de la marea negra del Prestige sobre el Halcón Peregrino en el País Vasco, año (0), 2003

En la tabla 3 se observa como hay varios territorios de interior con altos porcentajes de posibilidad de afección. Esto se debe a que algunas parejas de interior se especializan en la caza de limícolas, bien porque en su territorio se produce el paso de limícolas siguiendo un río, o bien porque se desplazan a cazar a zonas de alta concentración de limícolas.

Tabla 3. Número de especies de aves y número total de presas encontradas en los nidos (costa azul e interior rojo) de los halcones de Bizkaia y, de ellas, el número que ha sido afectado en algún momento por el vertido del *Prestige* y el porcentaje que ocupan en la dieta de cada pareja. Datos de aves afectadas basados en el informe García *et al.*, 2003. Los porcentajes de aves afectadas mayores del 60% aparecen en negrita.

Localidad	Total Especies		Especies Afectadas		Total Presas		Presas Afectadas	
	N	N	%	N	N	%		
Barrika	73	37	50,7	150	110	73,3		
Galdames	31	12	38,7	59	35	59,3		
Getxo	44	27	61,4	48	31	64,6		
Alonsotegi	66	29	43,9	120	62	51,7		
Orduña	16	9	56,3	17	10	58,8		
Bermeo	39	17	43,6	46	18	39,1		
Arrigorriaga	39	23	59,0	81	62	76,5		
Orduña 2	11	10	90,9	17	15	88,2		
Armintza	60	25	41,7	79	32	40,5		
Bakio	57	22	38,6	122	61	50,0		
Lekeitio	23	11	47,8	24	12	50,0		
Ondarroa	47	16	34,0	56	22	39,3		
Truzios1	22	9	40,9	42	26	61,9		
Truzios2	12	6	50,0	15	8	53,3		
Dima	26	12	46,2	44	26	59,1		
Lemona	11	6	54,5	18	13	72,2		
Meñakoz	35	20	57,1	55	35	63,6		
Lemoiz1	56	23	41,1	71	35	49,3		
Matxixako	47	19	40,4	51	20	39,2		
Atxarte	21	9	42,9	64	49	76,6		
Lekeito 2	31	11	35,5	50	20	40,0		
Bilbao	12	6	50,0	12	6	50,0		
Urkiola	43	9	20,9	25	9	36,0		
Ea	24	10	41,7	30	13	43,3		
Barakaldo	24	8	33,3	24	8	33,3		
Busturia	13	8	61,5	15	9	60,0		
Itxina	6	3	50,0	6	3	50,0		
Forua	15	6	40,0	32	21	65,6		
Bakio 2	19	7	36,8	20	8	40,0		
Lemoiz2	9	8	88,9	9	3	33,3		
Sodupe	7	3	42,9	13	9	69,2		
Truzios 3	6	4	66,7	6	4	66,7		
Balmaseda	8	4	50,0	9	5	55,6		

Existen algunos territorios cuyas probabilidades de afección se multiplican debido a la sinergia de factores. De esta forma, en la mayoría de los territorios de costa, los halcones depredan sobre aves larolimícolas y otras marinas durante los pasos migratorios, por lo que la presión será puntual, en la medida en que estas aves no realizan paradas en la costa abrupta o, si las hacen, son breves. Sin embargo, los halcones cuyos territorios se concentran en los estuarios, como el del Abra del Nervión o el de Urdaibai, depredan sobre aves invernantes o las migratorias que realizan paradas para descansar y alimentarse. En el caso del Abra, la incidencia ha sido menor (ver tabla 2), sin embargo el estuario de Urdaibai ha sido severamente afectado, dándose la presencia regular de aves manchadas y habiéndose retirado varias toneladas de residuos, lo que implica el paso de sustancias contaminantes a la cadena trófica. Por lo tanto, además de las aves manchadas, el resto de aves que permanecen un tiempo para descansar y alimentarse, acumulan pequeñas cantidades de contaminantes a través de su alimento. Por lo tanto, los halcones que depredan sobre estas aves en las marismas corren el riesgo de alimentarse con aves manchadas, débiles y fáciles de capturar, y de ir bioacumulando sustancias tóxicas. En concreto, en Urdaibai actúan cinco parejas de halcones y un número desconocido de aves flotantes sin territorio. De los cinco territorios que se reparten las marismas, en uno no se ha realizado puesta (por la muerte del macho durante el invierno), en otro se han perdido los dos huevos, en otro de tres pollos de más de 25 días de edad se produjo la muerte de uno y en otro de cuatro pollos uno ingresó en el centro de recuperación afectado por fuel cuando aún era un volantón. El quinto nido es de difícil acceso, por lo que no se tiene información. Los datos muestran cómo ha habido una repercusión, que puede llegar a ser notable, aunque no perceptible si se buscan los efectos en el plumaje de los adultos. Ahora bien, durante el invierno se ha dado el recambio de dos de cinco adultos controlados en esos nidos, lo que apoya la hipótesis de un lento envenenamiento causado por la bioacumulación.

Los efectos del vertido en los halcones habrá que buscarlos a largo plazo medidos en el éxito reproductor y en el recambio poblacional, puesto que como ya se viene repitiendo, los contaminantes del fuel al igual que los organoclorados, además de ser persistentes en el medio, son bioacumulables. Por lo tanto, las cantidades ingeridas este año pueden no ser dañinas, pero con el transcurso del tiempo y con la llegada de más fuel a las costas, las comunidades de presas continuarán siendo afectadas, incrementándose la cantidad de hidrocarburos en el organismo de los halcones.

REPRODUCCIÓN

Durante el año 2003 se realizó un seguimiento de la reproducción, tal y como se había realizado durante los últimos cinco años (tabla 4).

El número de parejas controladas se ha incrementado año a año debido a una mayor cobertura y a un mayor esfuerzo, no a un incremento notable en el número de parejas, aunque sí se han creado algunas nuevas.

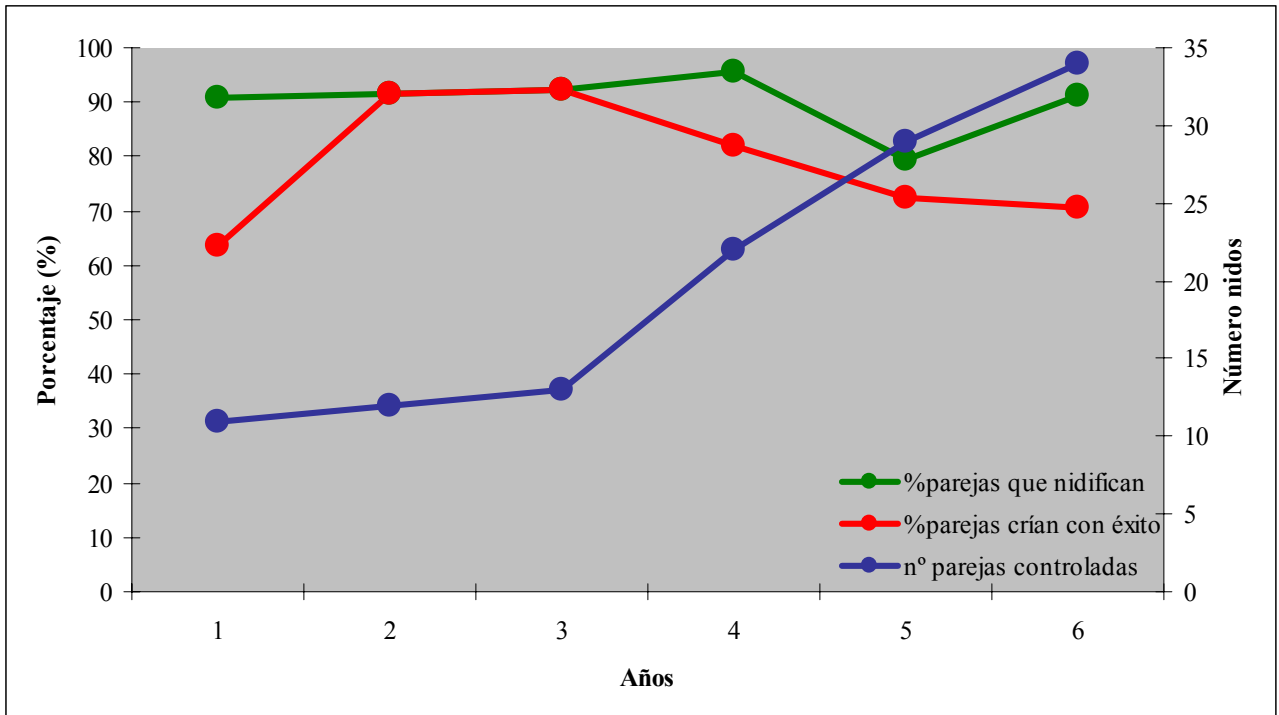
Tabla 4. Datos sobre el éxito reproductor de los halcones de Bizkaia durante los últimos seis años.

AÑO	1998	1999	2000	2001	2002	2003
Precipitaciones Abril (mm.)	167	66	138	32,4	63,5	49,2
nº parejas controladas	11	12	13	22	29	34
%parejas que nidifican	90,9	91,7	92,3	95,5	79,3	91,2
nº parejas que no realizan puesta	1	1	1	1	6	3
nº parejas que pierden puesta	3	0	1	3	2	7
%parejas crían con éxito	63,6	91,7	92,3	81,8	72,4	70,6
nº medio pollos/pareja territorial	1,27	2,67	2,31	2,36	1,96	2,41
nº medio pollos /pareja cría	1,4	2,91	2,54	2,48	2,48	2,75
nº medio pollos/pareja con éxito	2	2,91	2,5	2,89	2,71	3,21

En líneas generales, se observa como los parámetros reproductores del 2003 siguen las mismas pautas detectadas en los años anteriores. Las variaciones en el éxito reproductor son debidas a la lluvia caída durante el mes de abril. Los años con mayor volumen de precipitaciones salen adelante menos pollos que aquellos más secos (ver Zuberogoitia *et al.*, 2002, Iraeta *et al.*, 2003). De esta forma, tal como cabía esperar, el éxito reproductor, medido como el número de pollos que vuela por pareja que cría con éxito, ha sido el mayor de los últimos años.

En el año 2003 hubo tres parejas que no realizaron la puesta y siete que la perdieron. Estas cifras, aunque elevadas si se comparan con los otros años (Figura 1), no son estadísticamente significativas, considerando el número de pollos que vuelan (Kruskal-Wallis test, $H = 5,922$, g.l. = 5, $P = 0,314$, $N = 121$) ni tampoco considerando éxitos y fracasos (Kruskal-Wallis test, $H = 3,708$, g.l. = 5, $P = 0,592$, $N = 121$). De la misma forma, si se analizan los fracasos relativos en busca de una regularidad, se encuentra que no hay diferencias entre años (Test de la Chi; $X^2_5 = 4,71$; $P = 0,45$), por lo que el número de fracasos del 2003 entra dentro de unos límites esperables según la dinámica observada con anterioridad. Asimismo, si se unen los años previos al *Prestige* y se analizan las posibles diferencias con el 2003, se obtiene el mismo resultado (Test de la Chi; $X^2_1 = 1,36$; $P = 0,24$).

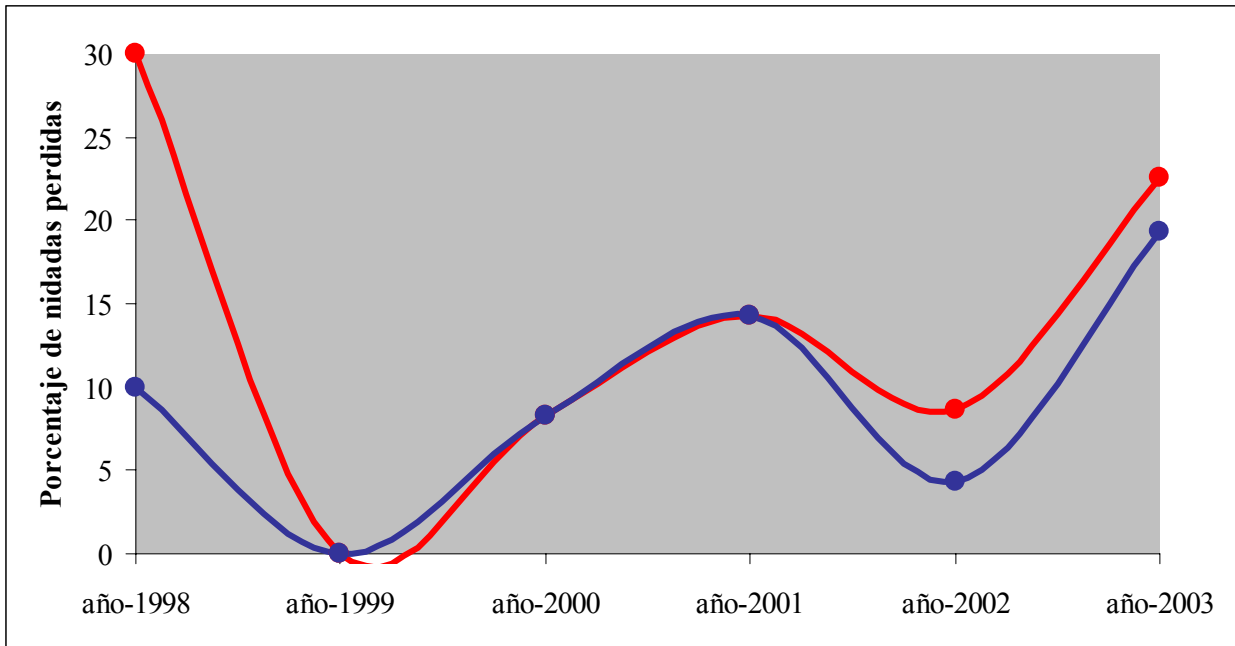
Figura 1. Aparece el número de parejas (nidos) controlados, el porcentaje de parejas que realizan la puesta y el porcentaje de parejas que crían con éxito, con respecto a los años muestreados (1998-2003).



No obstante, no deja de ser sorprendente el elevado número de parejas que ha perdido la nidada. De hecho, el porcentaje de parejas que crían con éxito es próximo al de 1998, cuando la intensa lluvia durante el periodo de incubación provocó el fracaso de varios nidos (ver Zuberogoitia *et al.*, 2002). Aunque las pérdidas del año 2003 no pueden achacarse a las condiciones meteorológicas, puesto que fueron excepcionales durante toda la temporada de reproducción.

Si se analizan los porcentajes de nidos fracasados se obtienen diferencias estadísticamente significativas (Test de la Chi; $X^2_5 = 41,94$; $P < 0,001$), donde un 15% de nidos fracasados sería un porcentaje normal de pérdidas. Si se eliminan del análisis aquellos nidos que perdieron los pollos, resulta que siguen dándose las diferencias (Test de la Chi; $X^2_5 = 31,39$; $P < 0,001$), siendo un 9% el porcentaje normal de pérdida de puestas (Figura 2). Porcentajes, ambos, inferiores a los resultados obtenidos en el 2003.

Figura 2. Porcentaje de nidadas perdidas por año. La línea roja marca el porcentaje total de nidos perdidos, mientras que la línea azul marca los nidos perdidos durante la incubación de los huevos.



Se debe tener en cuenta que en el año 2003 se han perdido siete puestas, seis en fase de incubación y una con pollos pequeños (de 31 parejas que realizaron puesta) cuando en los cinco años anteriores sólo se perdieron seis nidos en la fase de incubación de los huevos y tres más con pollos (77 parejas que iniciaron la incubación). Por lo tanto, se puede decir que en un solo año se han detectado más pérdidas de nidadas durante el proceso de incubación que en más del doble de nidos controlados en los cinco años anteriores. Estos datos son aún más sorprendentes cuando se analizan las causas de fracaso:

⇒ 1998.

- Bermeo. Pierde la puesta por exposición del nido y abundantes lluvias.
- Orduña 2. Pierde los tres pollos crecidos por expolio.
- Getxo. Pierde los tres pollos por hipotermia (exposición del nido y abundancia de lluvias).

⇒ 1999.

- No hay pérdidas.

⇒ 2000.

➤ Getxo. Pierde la puesta de dos huevos y la de reposición de un huevo. Se analizan y los resultados muestran elevadas concentraciones de DDE y PCBs.

⇒ 2001.

➤ Ea. Pierde la puesta por molestias de cazadores durante la contrapasa de la Paloma Torcaz.

➤ Ondarroa. Pierde la puesta por muerte de la hembra.

➤ Barrika. La hembra desaparece y la suplanta una hembra joven que realiza la puesta con un mes de retraso y no llega a concluir la incubación.

⇒ 2002

➤ Punta Lucero. Pierde la puesta de dos huevos debido a la muerte del macho por ataque de otro halcón.

➤ Laga. Desaparecen los dos pollos grandes del nido por causas desconocidas.

⇒ 2003

➤ Atxarte. Pierde la puesta supuestamente por molestias de escalada.

➤ Orduña 2. Pierde la puesta por causas desconocidas.

➤ Laga. Pierde la puesta por causas desconocidas.

➤ Lekeitio 2. Pierde la puesta por causas desconocidas.

➤ Bakio 3. Pierde la puesta por causas desconocidas.

➤ Bakio. Pierde la puesta por causas desconocidas.

➤ Truzios 3. Pierde dos pollos pequeños por hipotermia (exposición del nido y lluvias abundantes en momento clave).

Se observa, por tanto, que salvo el nido de Laga de 2002, cuyos pollos desaparecieron poco tiempo antes de volar por causas que se desconocen, el resto de nidos fracasados entre 1998 y 2002 lo hicieron por causas conocidas. En cambio, en el 2003 no se pueden explicar las causas de fracaso de cinco de los siete nidos. Por tanto, no sería desencaminado suponer que varios de estos nidos fracasaron por causas relacionadas con la marea negra del *Prestige*.

ANÁLISIS DE LAS POSIBLES CAUSAS DEL FRACASO REPRODUCTOR

Durante el año 2003 hubo tres parejas que no realizaron la puesta. En dos de ellas faltaba el macho, pero en la tercera (Bedarona) estaban ambos adultos. No se observó ningún comportamiento fuera de lo normal.

En cuanto a las parejas que perdieron la nidada, una perdió los pollos. Esta pareja fue la más tardía de todas en hacer la puesta, y cuando los pollos tenían 10 días probablemente murieron como consecuencia de un temporal del noroeste, con lluvias intensas, dado que el nido estaba totalmente expuesto.

Las otras seis parejas, cuatro localizadas en la costa y dos en interior, perdieron los huevos en el transcurso de la incubación. En uno de los nidos de interior no sabemos cual pudo ser la causa de abandono, mientras que el segundo pudo ser la frecuencia de molestias por parte de escaladores.

En esta línea, se comprobó que el éxito reproductor del Pigargo Americano durante el primer año después del vertido del *Exxon Valdés* fue muy bajo (ver en Bernatowicz *et al.*, 1996), y Murphy y Mabee (2000) encontraron lo mismo en el caso de los Ostreros Negros Americanos que utilizaron áreas en donde hubo fuel, constatando que el éxito reproductor de éstos fue mucho menor que el de los que utilizaron áreas limpias. Golet *et al.* (2002) vieron como en el caso del Arao Colombino, la población no se ha recuperado del impacto en los nueve años siguientes. Se ha podido detectar como los adultos de las zonas manchadas por el crudo tienen daños hepáticos (Seiser *et al.*, 2000) y la masa y condición corporal es inferior a la que tenían antes del vertido. Además, estos araos tienen puestas de menor tamaño que en las zonas no impactadas. Finalmente, la supervivencia de los pollos también se ha visto afectada negativamente, aunque de forma indirecta debido a la escasez de presas con alto contenido graso, lo que se ha unido a una tasa de ceba inferior en las zonas afectadas (Golet *et al.*, 2002). Por otro lado, la población de Gaviota Tridáctila no se vio afectada en un primer momento por el derrame de petróleo del *Exxon Valdez*. La tasa de parejas que iniciaron la reproducción no se redujo durante la temporada de 1989, sin embargo la productividad de las zonas petroleadas fue menor de lo esperado, lo que pudo ser debido a un descenso en el número de puestas o a una menor tasa de eclosión (Irons, 1996). Esta productividad además, no mejoró en los cinco años posteriores al vertido, lo que se ha achacado a una limitación en la alimentación, ya que el efecto también se notó en las zonas que no fueron manchadas directamente. De forma que al comparar la productividad de este área con la de otras de Alaska y a lo largo de los años, se pudo comprobar en que medida se había dado un fuerte declive de la productividad primaria (Irons, 1996). En estudios posteriores se ha podido ver como en 1998 y en 2000, la tendencia de la densidad de Tridáctilas presentaba un declive significativo, lo que implicaba que los mecanismos que afectaban a la población seguían actuando (Lance *et al.*, 2001 en Irons *et al.*, 2001).

RESULTADOS DE LOS ANÁLISIS DE LOS HUEVOS

En la tabla 5 se muestran los resultados correspondientes a los análisis de los hidrocarburos policíclicos aromáticos de los nueve huevos recogidos durante la temporada de cría de 2003. Se observa que los niveles totales de los 14 compuestos analizados se encuentran en un intervalo amplio que va desde los 21 ppb (ng/g) de Laga a los 461 ppb (ng/g) de Bakio3.

Tabla 5. Niveles de los PAHs analizados (ng/g de peso fresco) en las nueve muestras de huevos perdidos de Halcón Peregrino, recogidos en la temporada de 2003.

PAH	Bakio3	Barakaldo	Laga	Lekeitio2	Lekeitio2	Lekeitio2	Orduña2	Orduña2	Orduña2
Napthaleno	1,98	1,63	0,67	1,22	0,28	0,13	1,20	0,55	0,08
Fluoreno	0,82	0,53	0,00	0,00	0,14	0,01	0,15	0,08	0,08
Acenaphteno	0,06	0,02	0,88	14,14	2,91	1,31	22,52	0,13	3,37
Phenantreno	33,34	19,36	2,22	1,82	6,12	3,04	12,68	6,61	9,79
Anthraceno	0,85	0,39	0,08	0,02	0,17	0,00	0,65	0,04	0,74
Fluorantheno	78,62	43,61	3,55	2,61	10,75	8,26	23,90	13,10	14,70
Pyreno	294,94	175,97	12,88	6,86	17,65	14,65	52,31	43,54	40,21
Chryseno+Benzo(a)anthraceno	40,59	20,97	0,78	0,23	2,22	1,25	4,74	4,41	7,83
Benzo(b)fluorantheno	4,48	1,72	0,05	0,03	0,19	0,07	0,45	0,33	1,16
Benzo(k)fluorantheno	0,21	0,08	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Benzo(a)Pyreno	4,80	2,42	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,59
Dibenzo(a,h)anthraceno	0,08	0,02	0,01	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01	0,11
Indeno(c,d)pyreno	0,23	0,20	0,01	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
Benzo(g,h,i)perylene	0,06	0,05	0,04	0,05	0,05	0,06	0,05	0,05	0,06
Suma	461,08	266,96	21,20	27,02	40,51	28,82	118,68	68,89	78,73

Los niveles de hidrocarburos en los huevos son notables si se tiene en cuenta que los límites de seguridad establecidos por la EPA rondan los 500 ppb para moluscos y crustáceos y los 50 ppb para peces. Esto quiere decir que únicamente Laga y Lekeitio estarían en niveles por debajo de los recomendados para el consumo de peces. Aunque, en este caso estamos hablando de los niveles encontrados en los huevos, que son una pequeña proporción de los que han acumulado las hembras. Con lo que los halcones hembras deben superar estos umbrales de seguridad establecidos. No es de extrañar, por tanto, que durante el invierno desapareciesen las hembras de Barakaldo, Bakio3, Orduña2 y Lekeitio2, no pudiéndose confirmar el caso de Laga.

Efecto de la marea negra del Prestige sobre el Halcón Peregrino en el País Vasco, año (0), 2003

Estudios realizados con gaviotas y patos demostraron que por medio de la aplicación de cantidades iguales o superiores a 5µl de crudo sobre la cáscara de los huevos, se provocaba la muerte del embrión (Butler et al., 1988; Bernatowicz et al., 1996). Si se tiene en cuenta que los análisis realizados en el presente trabajo están medidos en ng/g, y que los huevos pesaban una media de 39,26 g (desv. Est. = 3,56), habría que multiplicar por 40 para conocer el contenido en hidrocarburos de cada huevo. Si se divide entre 1000 se pasa de ng a µg. Esto supondría que la mayoría de los huevos analizados tendrían una cantidad superior en su interior a la que provoca la muerte aplicándola en el exterior de la cáscara. Además, se debe considerar que los 14 compuestos analizados son una pequeña parte de los compuestos que tiene el crudo, no habiéndose considerado otros compuestos policíclicos aromáticos, metales pesados, etc., con lo que se agudiza aún más el problema.

Estos niveles causarían, además, la muerte de los adultos, como parece ser que ha ocurrido. De hecho, recientes investigaciones sugieren que entre 1 y 20 ppb de PAHs mata a los embriones de los peces y envenena a las aves y mamíferos marinos, con las consiguientes consecuencias poblacionales (www.akaction.net/soundtruths21.html).

CONCLUSIONES

La afección de la marea negra sobre el Halcón Peregrino durante el primer año ha sido patente. Se ha comprobado que se da una afección directa, aunque evidentemente, de menor magnitud que la esperada en aves relacionadas directamente con el medio marino.

Las probabilidades de alimentarse sobre presas contaminadas son evidentes y aumentarán conforme pase el tiempo y siga existiendo fuel. Además, la contaminación de las cadenas tróficas intermedias produce un efecto de bioacumulación añadido en las presas del halcón. Por lo que las concentraciones de elementos perniciosos pueden incrementarse de una forma lenta pero continua. Este es el verdadero problema de la marea negra sobre el halcón, que provoca problemas en la fase de la reproducción, bien por malfuncionamiento de las gónadas, bien por efectos letales en los embriones de los huevos, o bien por afecciones a largo plazo en los pollos. Además de provocar la muerte a corto-medio plazo de los ejemplares adultos.

Durante este primer año se ha detectado un leve incremento en las pérdidas de nidos en la fase de incubación de los huevos. Momento de máxima vulnerabilidad a los efectos tóxicos. Además, se ha constatado un incremento acusado en la tasa de recambio poblacional, lo que se relaciona con la muerte de ejemplares adultos. Presumiblemente, el efecto se incrementará en las próximas temporadas, por lo que será preciso mantener la vigilancia para detectar la importancia y magnitud del mismo.

PROPUESTA DE MEDIDAS DE GESTIÓN

Normalmente, la ausencia de datos obtenidos a partir del seguimiento de las poblaciones, antes de un desastre de estas características, limita las posibilidades de alcanzar un diagnóstico claro de los efectos (Bowman et al., 1997). De hecho, de no haber tenido siete años de intenso seguimiento antes del Prestige, no se habrían detectado en la medida adecuada los efectos sobre la población de halcones. Así, por ejemplo, cuando un halcón adulto muere, su territorio es rápidamente sustituido por otro, con lo que da la sensación de que la pareja sigue íntegra y no ha ocurrido nada. De la misma forma, una tasa de pérdida de nidadas como la obtenida no sería sospechosa si se compara con ciertas referencias bibliográficas, pero sobresale notablemente cuando se compara con la tendencia reproductora de la especie en el área de estudio.

Ahora bien, debemos recordar que la base científica utilizada para comparar los resultados y llegar a las conclusiones de este trabajo ha sido obtenida por un equipo de investigadores sin soporte económico alguno. Sería deseable que las administraciones responsables desarrollasen un mayor papel incrementando el interés y la atención hacia proyectos de investigación de esta y otras especies. Especialmente si consideramos que en este caso ya hubo un importante declive poblacional causado por el abuso de sustancias contaminantes (DDT y organoclorados) y cuyos efectos siguen siendo patentes en muchos países (Cade et al., 1988; Zuberogoitia et al., 2002).

El seguimiento periódico de las especies debería permitirnos detectar con celeridad cualquier problema y actuar rápidamente para establecer las medidas adecuadas. Actualmente, la población de halcones peregrinos del área de estudio se encuentra apoyada en una abundante población flotante que cubre rápidamente cualquier baja en los territorios ocupados. No obstante, el efecto de la marea negra podría estar afectando tanto a la población territorial como a la flotante y, aunque la magnitud de la afección sea irregular, puede tener severas consecuencias en el cómputo general. Por lo tanto, nosotros sugerimos que tanto ésta como otras especies afectadas por el vertido pasen a figurar dentro de una categoría de “cuarentena” en los catálogos de amenaza y que se avancen algunas medidas excepcionales (como por ejemplo incrementar el esfuerzo para reducir la mortandad no natural, establecer mecanismos que permitan reducir los niveles de contaminantes en el medio, etc.).

BIBLIOGRAFÍA

- ANDRES, B.A. 1994. The effects of the *Exxon Valdez* oil spill on Black Oystercatcher breeding in Prince Williams Sound, Alaska. *Exxon Valdez Oil Spill State/Federal Natural Resource damage, assessment Final Report* (Bird Study nº 12/ Restoration Study nº 17) U.S. Fish Wildl. Serv., Anchorage, Alas. 26 pp
- ANDRES, B.A. 1999. Effects of persistent shoreline oil on breeding success and chick growth in Black Oystercatchers. *The Auk*, 116 (3): 640-650.
- BECKER, P.H. 2003. Biomonitoring with birds. Pp 677-735. In MARKERT, B.A., BREURE, A.M. & ZECHMEISTER, H.G. (Eds). *Bioindicators and biomonitors*. Elsevier Science Ltd. Amsterdam.
- BERNATOWICZ, J. A., SCHEMPF, P. F., BOWMAN, T. D. 1996. Bald Eagle Productivity in South-Central Alaska in 1989 and 1990 after the Exxon Valdez Oil Spill. *American Fisheries Society Symposium*, 18: 785-797.
- BORDAJANDI, L.R., GÓMEZ, G., ABAD, E., RIVERA, J., FERNÁNDEZ-BASTÓN, M.M., BLASCO, J.J. & GONZÁLEZ, M.J. 2003. Surveys of persistent organic pollutants (PCBs, PCDD/Fs, PAHs), heavy metals (Cu, Cd, Zn, Pb, Hg) and arsenic in food samples from Huelva (Spain): levels, cogener distribution and health implications. *J. Agric. Food. Chem.*, 52: 992-1001.
- BOWMAN, T. 1995. Bald Eagle. Restoration Notebook, Exxon Valdez oil spill trustee council.
- BOWMAN, T. D, SCHEMPF, P. F., BERNATOWICZ, J. A. 1995. Bald eagle survival and population dynamics in Alaska after the *Exxon Valdez* oil spill. *J. Wildl. Manage*, 59 (2): 317-324.
- BOWMAN, T. D, SCHEMPF, P. F., BERNATOWICZ, J. A. 1997. Bald eagle population in Prince Williams Sound after the *Exxon Valdez* oil spill. *J. Wildl. Manage*, 61 (3): 962-967.
- BRAUNE, B., MUIR, D., DeMARCH, B., GAMBERG, M., POOLE, K., CURRIE, R., DODD, M., DUSCHENKO, W., EAMER, J., ELKIN, B., EVANS, M., GRUNDY, S., HEBERT, C., JOHNSTONE, R., KIDD, K., KOENIG, B., LOCKHART, L., MARSHALL, H., REIMER, K., SANDERSON, J., SHUTT. 1999. Spatial and temporal trends of contaminants in Canadian Arctic freshwater and terrestrial ecosystems a review. *The Science of the Total Environment* 230: 145-207.
- BUTLER, R.G., A. HARFENIST, F.A. LEIGHTON, D.B. PEAKALL. 1988. Impact of sublethal oil and emulsion exposure on the reproductive success of Leach's Storm-Petrel: Short and long-term effects. *Journal of applied ecology*, 25:125-143
- CADE, T. J. 1988. The Status of Peregrines in Asia and the Pacific. En Cade, T.J., Enderson, J.H. Thelander, C.G. & White, C.M. (Eds). *Peregrine Falcon Population. Their management and recovery*. The Peregrine Fund, Inc.Boise.
- CADE, T. J., ENDERSON, J. H., KIFF, L. F., WHITE, C. M. 1997. Are there enough good data to justify de-listing the American peregrine falcon? *Wildlife Society Bulletin*, 25 (3): 730-738.

- CADE, T. J., ENDERSON, J. H., THELANDER, C.G., WHITE, C. M. 1988. The role of Organochlorine pesticides in Peregrine population changes. Pp 463-468. En Cade, T.J., Enderson, J.H. Thelander, C.G. & White, C.M. (Eds). *Peregrine Falcon Population. Their management and recovery*. The Peregrine Fund, Inc.Boise.
- CAMPHUYSEN, C.J. & HEUBACK, M. 2001. Marine oil pollution and beached bird surveys: the development of a sensitive monitoring instrument. *Environmental Pollution*, 112:443-461.
- CORSER, J. D., AMARAL, M., MARTIN, C. J., RIMMER, C. C. 1999. Recovery of a Cliff-nesting Peregrine Falcon, *Falco peregrinus*, Population in Northern New York and New England, 1984-1996. *The Canadian Field-Naturalist*, 113: 472-480.
- CRAWFORD, R. J. M., DAVIS, S. A, HARDING, R.T., JACKSON, L.F., LESHORO, T.M., MEYER, M.A., RANDALL, R.M., UNDERHILL, L.G., UPFOLD, L., VAN DALSEN, A. P., VAN DER MERWE, E., WHITTINGTON, P.A., WILLIAMS, A. J. & WOLFAARD, A.C. 2000. Initial impact of the Treasure oil spill on the seabirds off western South Africa. *S. Afr. J. Mar. Sci.* 22:157-176.
- CRFSB (Centro de Recuperación de Fauna Silvestre de Bizkaia). 2003. Efectos de la marea negra del Prestige sobre las aves. Informe Inédito. Diputación Foral de Bizkaia.
- CSIC (Consejo Superior de Investigaciones Científicas) 2003. Informe sobre la toxicidad de los residuos de petróleo del *Prestige*. Ministerio de Ciencia y Tecnología. www.csicprestige.iim.csic.es
- CRICK, H. Q. P. & RATCLIFFE, D.A. 1995. The Peregrine *Falco peregrinus* breeding population of the United Kingdom in 1991. *Bird Study* 42, 1-19.
- CRICK, H. Q. P. 1992. Organochlorine pesticides and birds of prey in Africa. *Proc. VII Pan-Afr. Orn. Congr.*: 171-189.
- CSIC (Consejo Superior de Investigaciones Científicas) 2003. Informe sobre la toxicidad de los residuos de petróleo del *Prestige*. Ministerio de Ciencia y Tecnología. www.csicprestige.iim.csic.es
- DAY, R. H., MURPHY, S. M., WIENS, J. A., HAYWARD, G. D., HARNER, E. J., SMITH, L. N. 1995. Use of Oil-affected Habitats by Birds after the Exxon Valdez Oil Spill. *Exxon Valdez Oil Spill: Fate and Effects in Alaskan Waters, ASTM STP 1219*. Wells, P. G., Butler, J. N., Hughes, Eds., American Society for Testing and Materials, Philadelphia.
- DAY, R. H., MURPHY, S. M., WIENS, J. A., HAYWARD, G. D., HARNER, E. J., SMITH, L. N. 1997. Effects of the *Exxon Valdez* oil spill on habitat use by birds in Prince William Sound, Alaska. *Ecological Applications*, 7 (2): 593-613.
- DEIN, F.J. & FRINK, L.S. 1986. Rehabilitation of oilcontaminated birds. En R.W. Kirk (Ed.) *Current Veterinary Therapy*, pp. 719-722. W.B Saunders. Philadelphia.
- ENDERSON, H. J., HEINRICH, W., KIFF, L., WHITE, C. M. 1995. North American Peregrine Population Changes. *Trans. 60th No. Am. Wildl. & Natur. Resour. Conf.*: 142-161.
- ESLER, D., BOWMAN, T. D., TRUST, K. A., BALLACHEY, B. E., DEAN, T. A., JEWETT, S. C. & O'CLAIR, C. E. 2002. Harlequin Duck population recovery from the "Exxon Valdez" oil spill: progress, process and constraints. 2002. *Marine Ecology Progress Series*. 241:271-286

- GAINZARAIN, J. A., ARAMBARRI, R., RODRIGUEZ, A.F. 2000. Breeding density, habitat selection and reproductive rates of the Peregrine Falcon *Falco peregrinus* in Alava (Northern Spain). *Bird Study*, 47: 225-231.
- GAINZARAIN, J. A., ARAMBARRI, R., RODRIGUEZ, A. F. 2002. Population size and factors affecting the density of The Peregrine Falcon *Falco peregrinus* in Spain. *Ardeola*, 49 (1): 67-74.
- GARCÍA, L., VIADA, C., MORENO-OPO, R., CARBONERAS, C., ALCALDE, A., GONZÁLEZ, F. 2003. *Impacto de la marea negra del "Prestige" sobre las aves marinas*. SEO/BirdLife, Madrid.
- GOLET, G. H., SEISER, P. E., MCGUIRE, A. D., ROBY, D. D., FISCHER, J. B., KULETZ, K. J., IRONS, D. B., DEAN, T. A., JEWETT, S. C., NEWMAN, S. H. 2002. Long-term direct and indirect effects of the 'Exxon Valdez' oil spill on pigeon guillemots in Prince William Sound, Alaska. *Mar Ecol Prog Ser*, 241: 287-304
- GV, 2003: Página web del Gobierno Vasco de información sobre el vertido de fuel del Prestige www.prestige.ej-gv.net
- HAGEIMEGER, W. J. M. & BLAIR, M.J. Eds. 1997. *The EEBC Atlas of European Breeding Birds. Their distribution and abundance*. T&AD Poyser. London.
- HARTLET, R. R., NEWTON, I., ROBERTSON, M. 1995. Organochlorine residues and eggshell thinning in the Peregrine Falcon *Falco peregrinus minor* in Zimbabwe, *Ostrich*, 66: 69-73
- HENNY, C. J. 1998. Toxic Chemicals and Birds of Prey in the Mid-1990s: a Personal Perspective. pp 483-500. En: Chacellor R. D., Meyburg, B.U. & Ferrero J. J (Eds). *Holarctic Birds of Prey*, ADENEX-WWGBP, Merida, Spain.
- HOLROYD, G. L., BANASCH, U. 2003. The 2000 Canadian Peregrine Falcon Survey. *J. Raptor Res.* 37 (2): 98-116.
- IRAETA, A., HIDALGO, S., ZUBEROGOITIA, I., ALONSO, R., AZKONA, A., CASTILLO, I., ZUBEROGOITIA, J., ELORRIAGA, J., ASTORKIA, L., RUIZ MONEO, F. 2003. Alimentación del Halcón Peregrino en Bizkaia. Su influencia en la reproducción. Informe inédito. Dpto de Ordenación del territorio, vivienda y Medio Ambiente. Gobierno Vasco.
- IRONS, D. B., KENDALL, S. J., ERICKSON, W. P., MCDONALD, L.L., LANCE, B. K. 2000. Nine years after the *Exxon Valdez* oil spill: effects on marine bird population in Prince William Sound, Alaska. *The Condor* 102: 723-737.
- IRONS, D. B., KENDALL, S. J., ERICKSON, W. P., MCDONALD, L.L., LANCE, B. K. 2001. A brief response to Wiens *et al.*, twelve years after the *Exxon Valdez* oil spill. *The Condor* 103: 892-894.
- IRONS, D.B. 1996. Size and productivity of Black-legged Kittiwake colonies in Prince William Sound before and after the Exxon Valdez oil spill. *American Fisheries Society Symposium* 18: 738-747
- ITOPF (The International Tanker Owners Pollution Federation Ltd.) 2003. Oil tanker spill statistics. Informe inédito.
- JENNI, L., WINKLER, R. 1994. *Moult and Ageing of European Passerines*. Academia Press. London.

- JOHNSTONE, R. M., COURT, G. S., FESSER, A. C., BRADLEY, D. M., OLIPHANT, L. W., MACNEIL, J. D. 1996. Long-term trends and sources of organochlorine contamination in canadian tundra peregrine falcons, *Falco peregrinus tundrius*. *Environmental Pollution* 93 (2): 109-120.
- KENNEDY, P. L., STTAHLECKER, D. W., FAIR, J. M. 1995. Organochlorine concentration in potential avian prey of breeding Peregrine Falcons in North-Central New Mexico. *The Southwestern Naturalist* 40 (1): 94-100.
- KHAN, R. A. & RYAN, P. 1991. Long terms effects of crude oil on common murre (Uria algae) following rehabilitation. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 46: 216-222
- KIFF, L. F. 1988. Changes in the status of the Peregrine in North America: An Overview. En Cade, T.J., Enderson, J.H. Thelander, C.G. & White, C.M. (Eds). *Peregrine Falcon Population. Their management and recovery*. The Peregrine Fund, Inc.Boise.
- KINGSTON, P. F. 2002. Long-term Environmental Impact of Oil Spills (Review Paper). *Spill Science & Technology Bulletin*, 7 (1-2): 53-61.
- LANCE, B. K., IRONS, D. B., KENDALL, S. J., MCDONALD, L. L. 2001. An Evaluation of Marine Bird Population Trends Following The Exxon Valdez Oil Spill, Prince William Sound, Alaska. *Marine Pollution Bulletin* 42 (4): 298-309.
- LOIDI, J. 1997. El Pais Vasco. En M. PINADO-LORCA & S. RIVAS-MARTINEZ (Eds): *La vegetación de España*. pp 47-75. Universidad de Alcalá de Henares. Madrid.
- MACNUTT, J. W., ELLIS, D. H., GARAT, C. P., ROUNDY, T. B., VASINA, W. G., WHITE, C. M. 1988. Distribution and Status of the Peregrine Falcon in South America. En Cade, T.J., Enderson, J.H. Thelander, C.G. & White, C.M. (Eds). *Peregrine Falcon Population. Their management and recovery*. The Peregrine Fund, Inc.Boise.
- MELDENSON, J. M. 1988. The Status and Biology of the Peregrine in the Afrotropical Region. En Cade, T.J., Enderson, J.H. Thelander, C.G. & White, C.M. (Eds). *Peregrine Falcon Population. Their management and recovery*. The Peregrine Fund, Inc.Boise.
- MORA, M., SKILES, R., MCKINNEY, B., PAREDES, M., BUCKLER, D., PAOPULIAS, D., KLEIN, D. 2002. Environmental contaminants in prey and tissues of the peregrine falcon in the Bing bend Region, Texas, USA. *Environmental pollution* 116: 169-172.
- MORA, M.A. 1997. Transboundry pollution: persistent organochlorine pesticides in migrant birds of the Southwestern United States and Mexico. *Environ. Toxicol. Chem.* 16: 3-11.
- MUNRO, W. T. & DRIMMELEN, B. 1988. Status of Peregrines in Queen Charlotte Islands, British Columbia. En Cade, T.J., Enderson, J.H. Thelander, C.G. & White, C.M. (Eds). *Peregrine Falcon Population. Their management and recovery*. The Peregrine Fund, Inc.Boise.
- MURPHY, S.M., MABEE, T. J. 2000. Status of Black Oystercatchers in Prince William Sound, Alaska, Nine Years After the Exxon Valdez Oil Spill. *Waterbirds* 23 (2): 204-213.

- OLSEN, P. D., OLSEN, J. 1988. Population, Trends, Distribution and Status of the Peregrine Falcon in Australia. En Cade, T.J., Enderson, J.H. Thelander, C.G. & White, C.M. (Eds). *Peregrine Falcon Population. Their management and recovery*. The Peregrine Fund, Inc.Boise.
- PETERSON, C. H., RICE, S. D., SHORT, J. W., ESLER, D., BODKIN, J. L., BALLACHEY, B. E., IRONS D. B. 2003. Long-Term Ecosystem Response to the *Exxon Valdez* Oil Spill. *Science* 302: 2082-2086.
- QUINN, J. L., KOKOREV, Y., PROP, J., FOX, N., BLACK, J. M. 2000. Are Peregrine Falcons in Northern Siberia still affected by organochlorines?. Pp 279-294. En Chacellor R. D. & Meyburg, B.U. (Eds). *Raptor at Risk*. WWGBP/Hancock House.
- RATCLIFE, D. 1993. *The Peregrine Falcon*. 2nd edition. T&AD Poyser, London.
- RATCLIFFE, D. 1997. Peregrine Falcon. Pp 192-193. en Hageimeger, W. J. M. & Blair, M.J. *the EEBC Atlas of European Breeding Birds. Their distribution and abundance*. T&AD Poyser. London.
- SEISER, P. E., DUFFY, L. K., MCGUIRE, A. D., ROBY, D. D., GOLET, G. H., LITZOW, M. A. 2000. Comparison of Pigeon Guillemot, *Cephus columba*, Blood Parameters from Oiled and Unoiled Areas of Alaska Eight Years After the Exxon Valdez Oil Spill. *Marine Pollution Bulletin*. 40(2): 152-164.
- SZARO, R. C. 1977. Effects of the petroleum on birds. *Transactions of the Noth American Wildlife and Natural Resources Conferences* 42: 374-381.
- TRELEAVEN, R. B. 1998. *In Pursuit of Peregrine*. Tiercel SB Publishing. Herts.
- UNITED STATES et al. v. MARUHA CORPORATION et al., Civil No. C94-1537 (W.D. Wash., Dec. 23, 1994).
- WIENS, J. A., CRIST, T. O., DAY, R. H., MURPHY, S. M., HAYWARD, G. D. 1996. Effects of the *Exxon Valdez* oil spill on marine bird communities in Prince Willian Sound, Alaska. *Ecological Apliccations*, 6 (3): 828-841.
- WIKELSKI, M., WONG, W., CHEVALIER, B., RATTENBORG, N., SNELL, H. L. 2002. Marine iguanas die from trace oil pollution. *Nature*, 417: 607-608.
- WWW.akaction.net/soundtruths21.html. 2004. Sound Truths and Exxon Myths. The 15 year dark anniversary of the Exxon Valdez oil spill and Beyond. Prepared by Alaska Forum for Environmental Responsibility and Alaska Community Action and Toxics.
- ZUBEROGOITIA, I. & TORRES, J. J. *Aves acuáticas de Bizkaia*. 1998. Colección Temas Vizcaínos BBK. Bilbao.
- ZUBEROGOITIA, I. & TORRES, J. J. *Pájaros de Bizkaia*. 2002. Colección Temas Vizcaínos BBK. Bilbao.
- ZUBEROGOITIA, I., RUIZ, F. & TORRES J. J (Eds.).2002. *El Halcón Peregrino*. Diputación foral de Bizkaia. Departamento de Agricultura. Bilbao.

ANEXO.1

Presas capturadas por los halcones en Bizkaia durante el período de estudio (1998-2003).

FAMILIA/NOMBRE COMUN	NOMBRE CIENTIFICO	BIOMASA (g)	n	%
ANATIDAE				
Silbón Europeo	<i>Anas Penélope</i>	725	1	0,069
Cerceta Común	<i>Anas crecca</i>	325	1	0,069
Anade Azulón	<i>Anas platyrrhynchos</i>	1125	1	0,069
ACCIPITRIDAE				
Gavilán Común	<i>Accipiter nisus</i>	215	1	0,069
FALCONIDAE				
Cernícalo Vulgar	<i>Falco tinnunculus</i>	205	4	0,276
Alcotán Europeo	<i>Falco subbuteo</i>	210	2	0,138
PHAISANIDAE				
Codorniz Común	<i>Coturnix coturnix</i>	100	1	0,069
RALLIDAE				
Gallineta Común	<i>Gallinula chloropus</i>	325	2	0,138
Rascón Europeo	<i>Rallus aquaticus</i>	120	1	0,069
RECURVIROSTRIDAE				
Cigüeñuela Común	<i>Himantopus himantopus</i>	180	2	0,138
BURHINIDAE				
Alcaraván Común	<i>Burhinus oedicnemus</i>	475	1	0,069
CHARADRIIDAE				
Chorlito Gris	<i>Pluvialis squatarola</i>	250	10	0,691
Chorlito indet.	<i>Pluvialis spp.</i>	195	1	0,069
Avefría Europea	<i>Vanellus vanellus</i>	230	2	0,138
SCOLOPACIDAE				
Correlimos Tridáctilo	<i>Calindris alba</i>	60	1	0,069
Correlimos Menudo	<i>Calindris minuta</i>	30	2	0,138
Correlimos Zarapitín	<i>Calindris ferruginea</i>	80	2	0,138
Correlimos Oscuro	<i>Calindris maritima</i>	80	1	0,069
Correlimos Común	<i>Calindris alpina</i>	50	16	1,105
Correlimos indet.	<i>Calindris spp.</i>	60	7	0,483
Agachadiza Común	<i>Gallinago gallinago</i>	110	1	0,069
Chocha Perdiz	<i>Scolopax rusticola</i>	280	3	0,207
Aguja Colinegra	<i>Limosa limosa</i>	315	5	0,345
Aguja Colipinta	<i>Limosa lapponica</i>	340	11	0,760
Aguja indet.	<i>Limosa spp.</i>	325	6	0,414
Zarapito Trinador	<i>Numenius phaeopus</i>	425	23	1,588
Archibebe Oscuro	<i>Tringa erythropus</i>	170	3	0,207
Archibebe Claro	<i>Tringa nebularia</i>	200	3	0,207
Archibebe Común	<i>Tringa totanus</i>	115	15	1,036
Archibebe indet.	<i>Tringa spp.</i>	145	2	0,138
Andarríos Chico	<i>Actitis hypoleucos</i>	55	11	0,760
Limicola indet..			1	0,069
LARIDAE				

Efecto de la marea negra del Prestige sobre el Halcón Peregrino en el País Vasco, año (0), 2003

Gaviota Reidora	<i>Larus ridibundus</i>	290	2	0,138
Gaviota Patiamarilla	<i>Larus cachinnans</i>	1075	17	1,174
STERNIDAE				
Charrancito Común	<i>Sterna albifrons</i>	55	1	0,069
Charrán Común	<i>Sterna hirundo</i>	130	1	0,069
Charrán Patinegro	<i>Sterna sandvicensis</i>	250	1	0,069
Fumarel Común	<i>Chlidonias niger</i>	75	1	0,069
ALCIDAE				
Arao Común	<i>Uria algae</i>	680	1	0,069
COLUMBIDAE				
Paloma Bravía	<i>Columba livia</i>	300	178	12,293
Paloma Torcaz	<i>Columba palumbus</i>	450	16	1,105
Tórtola Turca	<i>Streptopelia decaocto</i>	200	22	1,519
Tórtola Europea	<i>Streptopelia turtur</i>	140	36	2,486
Tortola indet.	<i>Streptopelia spp</i>		1	0,069
CUCULIDAE				
Cuco Común	<i>Cuculus canorus</i>	115	4	0,276
TYTONIDAE				
Lechuza Común	<i>Tyto alba</i>	310	2	0,138
CAPRIMULGIDAE				
Chotacabras Gris	<i>Caprimulgus europaeus</i>	75	1	0,069
APODIDAE				
Vencejo Común	<i>Apus apus</i>	40	11	0,760
UPUPIDAE				
Abubilla	<i>Upupa epops</i>	67	2	0,138
PICIDAE				
Pito Real	<i>Picus viridis</i>	180	8	0,552
Pico Picapinos	<i>Dendrocopos major</i>	85	11	0,760
ALAUDIDAE				
Alondra Común	<i>Alauda arvensis</i>	40	18	1,243
Aláudido indet..		40	2	0,138
HIRUNDIDAE				
Avión Roquero	<i>Ptyonoprogne rupestris</i>	23	5	0,345
Golondrina Común	<i>Hirundo rustica</i>	19	23	1,588
Avión Común	<i>Delichon urbica</i>	19	9	0,622
MOTACILLIDAE				
Bisbita Arbóreo	<i>Anthus trivialis</i>	24	2	0,138
Bisbita Común	<i>Anthus pratensis</i>	19	7	0,483
Bisbita Alpino	<i>Anthus spinoletta</i>	24	4	0,276
Bisbita indet.	<i>Anthus spp.</i>	22	20	1,381
Lavandera Boyera	<i>Motacilla flava</i>	18	1	0,069
Lavandera Cascadeña	<i>Motacilla cinerea</i>	18	49	3,384
Lavandera Blanca	<i>Motacilla alba</i>	21	4	0,276
Lavandera indet.	<i>Motacilla spp</i>	19	2	0,138
TROGLODYTIDAE				
Cochín	<i>Troglodytes troglodytes</i>	9	1	0,069
PRUNELLIDAE				

Efecto de la marea negra del Prestige sobre el Halcón Peregrino en el País Vasco, año (0), 2003

Acentor Común	<i>Prunella modularis</i>	20	3	0,207
TURDIDAE				
Roquero Solitario	<i>Monticola solitarius</i>	60	1	0,069
Petirrojo	<i>Erithacus rubecula</i>	16	9	0,622
Colirrojo Tizón	<i>Phenicurus ochruros</i>	16	14	0,967
Tarabilla Común	<i>Saxicola torquata</i>	15	19	1,312
Collalba Gris	<i>Oenanthe oenanthe</i>	24	5	0,345
Mirlo Común	<i>Turdus merula</i>	80	209	14,434
Zorzal Común	<i>Turdus philomelos</i>	70	134	9,254
Zorzal Alirrojo	<i>Turdus iliacus</i>	60	2	0,138
Zorzal Charlo	<i>Turdus viscivorus</i>	120	16	1,105
Zorzal indet.	<i>Turdus spp</i>		3	0,207
SYLVIIDAE				
Curruca Mosquitera	<i>Sylvia borin</i>	19	1	0,069
Curruca Rabilarga	<i>Sylvia undata</i>	10	1	0,069
Curruca Capirotada	<i>Sylvia atricapilla</i>	18	18	1,243
Curruca indet.	<i>Sylvia spp.</i>	18	4	0,276
Ruiseñor bastardo	<i>Cettia cetti</i>	12	1	0,069
Mosquitero indet.	<i>Phylloscopus spp</i>	7	8	0,552
Reyezuelo Listado	<i>Regulus ignicapillus</i>	5,5	3	0,207
MUSCICAPIDAE				
Papamoscas Cerrojillo	<i>Ficedula hypoleuca</i>	14,5		
Papamoscas Gris	<i>Muscicapa striata</i>	15	1	0,069
EMBERIZIDAE				
Escribano Montesino	<i>Emberiza cia</i>	25	1	0,069
Escribano Palustre	<i>Emberiza schoeniclus</i>	21	1	0,069
AEGITHALIDAE				
Mito	<i>Aegithalus caudatus</i>	8	2	0,138
PARIDAE				
Carbonero Común	<i>Parus major</i>	18	3	0,207
ORIOOLIDAE				
Oropéndola	<i>Oriolus oriolus</i>	70	2	0,138
LANIIDAE				
Acaudón Dorsirrojo	<i>Lanius collurio</i>	30	1	0,069
CORVIIDAE				
Arrendajo	<i>Garrulus glandarius</i>	170	7	0,483
Urraca	<i>Pica pica</i>	215	16	1,105
Chova Piquirroja	<i>Pyrrhocorax pyrrhocorax</i>	325	2	0,138
Corneja	<i>Corvus corone</i>	525	2	0,138
STURNIDAE				
Estornino Pinto	<i>Sturnus vulgaris</i>	80	13	0,898
Estornino Negro	<i>Sturnus unicolor</i>	85	5	0,345
Estornino indet..	<i>Sturnus spp</i>	80	1	0,069
PASSERIDAE				
Gorrión Común	<i>Passer domesticus</i>	28	25	1,727
FRINGILLIDAE				
Pinzón Vulgar	<i>Fringillia coelebs</i>	22	54	3,729
Pinzón Real	<i>Fringillia montifringilla</i>	25	1	0,069

Verdecillo	<i>Serinus serinus</i>	12	6	0,414
Verderón Común	<i>Carduelis chloris</i>	26	66	4,558
Jilguero	<i>Carduelis carduelis</i>	15	118	8,149
Lúgano	<i>Carduelis spinus</i>	14	27	1,865
Pardillo Común	<i>Carduelis cannabina</i>	20	15	1,036
Camachuelo Común	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	22	7	0,483
Picogordo	<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	55	4	0,276
PSITACIDAE				
Amazona indet.	<i>Amazona spp</i>	400	1	0,069
Periquito Común	<i>Melopsittacus undulatus</i>	25	8	0,552
OTROS				
MAMIFEROS				
Conejo	<i>Oryctolagus cuniculus</i>	900	3	0,207
Murciélago de Huerta	<i>Eptesicus serotinus</i>		1	0,069
INSECTOS				
Coleóptero indet.			1	0,069
TOTAL			1448	100

ANEXO.2

Se muestran, por un lado, las especies que han sido identificadas como presas del halcón en los últimos siete años en Bizkaia, así como el número de ejemplares identificado de cada especie. Por otro lado, se muestra cuales de las especies depredadas por el halcón han sido encontradas afectadas por el vertido y su número (García *et al.*, 2003). Las especies encontradas afectadas están coloreadas de gris claro, mientras que aquellas especies que teniendo altas posibilidades de estar afectadas, no han sido localizadas, se colorean de gris oscuro. Por último, se muestra la importancia relativa de cada especie, obtenida mediante la multiplicación del porcentaje que ocupa cada presa en la dieta del halcón por el porcentaje de cada especie en el conjunto de las aves petroleadas. En negrita se indican las especies con mayor importancia relativa.

Especie	nº de presas	nº especie-presas afectadas <i>Prestige</i>	Importancia relativa
Abubilla	2		
Acentor	3		
Agachadiza	1		
Aguja spp	6		
Aguja colinegra	5		
Aguja colipinta	11	4	0,024
Alaudido	2		
Alcaravan	1		
Alcaudon dorsirrojo	1		
Alcotan	2		
Alondra	18		
Amazona	1		
Anade real	1	11	0,006
Anade silbon	1		
Andarrios chico	11	3	0,018
Arao comun	1	11802	6,350
Archibebe spp	2		
Archibebe claro	3		
Archibebe común	15		
Archibebe oscuro	3		
Arrendajo	7		
Avefría	2	20	0,022
Avión común	9		
Avión roquero	5		
Becada	3	3	0,005
Bisbita	20		
Bisbita alpina	4		
Bisbita arbórea	2		
Bisbita común	7		
Camachuelo	7		
Carbonero	3		
Charrán común	1	3	0,002
Charrán patinegro	1	6	0,003
Charrancito	1		