

# El mirlo acuático *Cinclus cinclus* L., 1758 en Gipuzkoa: distribución y parámetros demográficos



**José María Sánchez Sánchez**

eman ta zabal zazu



Universidad  
del País Vasco

Euskal Herriko  
Unibertsitatea

Tesis Doctoral, 2018

Director: **Dr. Juan Arizaga Martínez**



eman ta zabal zazu



Universidad  
del País Vasco

Euskal Herriko  
Unibertsitatea

Departamento de Biología Vegetal y Ecología  
Landare-Biologia eta Ekologia Saila

# **El mirlo acuático *Cinclus cinclus* L., 1758 en Gipuzkoa: distribución y parámetros demográficos**

Memoria presentada por **José María Sánchez Sánchez** para optar al grado de Doctor por la Universidad del País Vasco- Euskal Herriko Unibertsitatea.

El presente trabajo ha sido realizado en el Departamento de Biología Vegetal y Ecología de la EHU-UPV y el Departamento de Ornitología de la Sociedad de Ciencias Aranzadi.

Dirección: **Dr. Juan Arizaga Martínez**

Tutor: **Dr. Aitor Larrañaga Arrizabalaga**

Autorizan su presentación

Bilbao, 2018



Esta Tesis Doctoral es resultado de la colaboración entre la Sociedad de Ciencias Aranzadi y la Universidad del País Vasco / Euskal Herriko Unibertsitatea.



eman ta zabal zazu



Universidad  
del País Vasco

Euskal Herriko  
Unibertsitatea

Director:

Dr. Juan Arizaga Martínez  
Director del Departamento de Ornitología de  
la Sociedad de Ciencias Aranzadi

Tutor:

Dr. Aitor Larrañaga Arrizabalaga  
Departamento de Biología Vegetal y Ecología  
Universidad del País Vasco



To strive against odds on behalf of all of life would be humanity at its most noble.

*Half Earth. Our Planet's Fight for Life*  
Edward O. Wilson

Produce una inmensa tristeza pensar que  
la Naturaleza habla mientras el género humano no escucha.

Victor Hugo





## ÍNDICE

Relación de artículos.....	21
Resumen .....	23
Introducción .....	25
Objetivos .....	31
Metodología.....	33
Área de Estudio.....	37
Discusión y Justificación de los artículos .....	43
Conclusiones.....	47
Bibliografía .....	49
Agradecimientos .....	55
Compendio de Artículos – Capítulos .....	59
Capítulo 1 - Artículo 1 .....	61
Capítulo 2 - Artículo 2 .....	81
Capítulo 3 - Artículo 3 .....	91
Capítulo 4 - Artículo 4 .....	103
Capítulo 5 - Artículo 5 .....	115



## RELACIÓN DE ARTÍCULOS

1. Arizaga, J., Sánchez, J.M., & D'Amico, F. Optimal sampling design to survey riparian bird populations with low detection probability. En revision.
2. Sánchez, J.M., Arizaga, J., & D'Amico F. Propuesta de una red de censo de mirlo acuático *Cinclus cinclus* L., 1758 en el País Vasco para detectar tendencias a largo plazo en su distribución a partir de modelos de ocupación. Manuscrito.
3. Sánchez, J. M., Jauregi, J. I., Goikoetxea, J., Aranguren, I., & Arizaga, J. (2017). Assessing the impact of extreme flooding on survival in a southern European population of White-throated Dippers *Cinclus cinclus*. *Bird Study*, 64(1), 45-50.
4. Sánchez, J. M., Jauregi, J. I., Goikoetxea, J., Aranguren, I., & Arizaga, J. Breeding biology and the effect of prey availability on breeding performance in a White-throated Dipper population in North Iberia. Enviado a *Bird Study*.
5. Sánchez, J. M., Jauregi, J. I., Goikoetxea, J., Aranguren, I., & Arizaga, J. Primeros datos sobre la dispersión posjuvenil y dispersión natal del mirlo acuático en una población del sur de Europa. Enviado a *Munibe*.



# RESUMEN

Las aves responden a los cambios ambientales y pueden ser buenos indicadores del estado de conservación del ecosistema que ocupan. Su distribución espacial, abundancia así como diferentes aspectos de su ciclo de vida permiten que las respuestas al cambio ambiental puedan ser valorables en una escala espacial y temporal.

El mirlo acuático es un passeriforme semi-acuático que reúne condiciones para ser un buen indicador de las perturbaciones de los ecosistemas acuáticos, principalmente por sus límites de tolerancia a la alteración de su hábitat y, especialmente, por sus preferencias ambientales. Su presencia, ausencia o abundancia indica la extensión de la perturbación o alteración ambiental; es preciso que el nivel de detección, identificación y censo sea fiable, así como generar un buen conocimiento de la biología de esta especie.

El Territorio Histórico de Gipuzkoa, así como la Comunidad Autónoma del País Vasco (CAPV), son, geográficamente, espacios con una amplia alteración ambiental local de origen antropológico. Los cauces fluviales de este territorio no han sido ajenos a este proceso de alteración. Junto a éste, además, es necesario valorar igualmente los cambios globales que supone el cambio climático.

Esta tesis doctoral tiene dos objetivos principales: (1) Desarrollar un método de censo de mirlo acuático eficaz y aplicable a largo plazo a escala

de la CAPV, con el fin de detectar cambios en su distribución y tamaño poblacional; (2) Describir los principales parámetros demográficos de la población de mirlo acuático en Gipuzkoa y establecer su relación con los factores relacionados con las características bióticas y de calidad del hábitat, incluyendo posibles efectos del cambio climático global.

En cuanto al primer objetivo, se desarrolla un método para censar la población de mirlo acuático en Gipuzkoa basado en modelos de ocupación que, a largo plazo, permiten establecer tendencias poblacionales. Estos modelos son adecuados para ser aplicados en especies donde es difícil determinar densidades, debido a que de forma natural presentan densidades bajas o a que la determinación de las mismas es complicada fundamentalmente por la orografía. Seguidamente, se utiliza la misma metodología de censo anteriormente indicada, pero realizando una modelación para el conjunto de la CAPV. Es razonable pensar en su uso dentro de un contexto de programa de censos a través de la implicación de voluntariado (ciencia ciudadana).

En cuanto al segundo objetivo, se describe en primer lugar la biología reproductiva del mirlo acuático en Gipuzkoa y se determina la influencia de la disponibilidad de alimentos en sus parámetros reproductivos. En conjunto, un tamaño de puesta ligeramente inferior y una productividad superior de la población estudiada

respecto a la existente en poblaciones situadas más al norte del Paleártico, indica que las condiciones de cría de la especie en Gipuzkoa son más positivas que en otras latitudes. La relación con la disponibilidad de alimento es débil, probablemente debido a la interferencia de otros factores que también influyen en la reproducción. A continuación, se analiza la información disponible de capturas y recapturas de ejemplares marcados con el fin de determinar la supervivencia aparente de la población y su relación con las variaciones extremas de caudal durante el invierno. Los inviernos con fuertes riadas influyen negativamente en la

supervivencia interanual de la población estudiada. Esto se discute en un contexto de cambio global. Finalmente, también mediante el análisis de recapturas y avistamientos de aves marcadas se estima la dispersión natal; es la primera estima realizada para la península ibérica. Los datos obtenidos, con sólo un 3% de los pollos anillados recapturados con posterioridad, proporcionan una estima preliminar sobre dispersión natal, coincidente con los estudios realizados en el continente para esta especie.

# INTRODUCCIÓN

## ***Las aves, como bioindicadores***

A nivel global, la biodiversidad está cambiando a un ritmo sin precedentes como respuesta compleja a los cambios inducidos por el hombre en el medio ambiente (Foley *et al.*, 2005; Walther *et al.*, 2002). Muchos de los indicadores sobre el estado de conservación de la biodiversidad muestran un escenario desfavorable, como ocurre con el declive demográfico de muchas especies, el incremento de especies en riesgo de extinción, la reducción de la cantidad y calidad de hábitat natural disponible, así como cambios en la estructura de la comunidad de especies (Newton, 1998). En paralelo, los indicadores de los agentes que suponen una amenaza para la conservación de la biodiversidad, como la contaminación, sobreexplotación de recursos e impactos del cambio climático, muestran valores positivos (Butchart *et al.*, 2010).

Los riesgos asociados a estos cambios en la biodiversidad son reales pero a menudo inciertos (Adger, Huq, Brown, Conway, & Hulme, 2003). En este contexto, es fundamental investigar sobre los efectos de los factores asociados al cambio global sobre los ecosistemas, poblaciones e individuos. Sólo de este modo podrá cuantificarse el impacto real del cambio global, por un lado, y desarrollar modelos para predecir cambios en la biodiversidad, por otro. La magnitud del cambio y

su relación con los procesos de los ecosistemas implica que sea necesario conocer los futuros escenarios y deban estudiarse a escala adecuada (Ehrlén & Morris, 2015; Sala *et al.*, 2000). Asimismo, comprender los efectos potenciales de los cambios en los ecosistemas, especies, poblaciones o individuos permite diseñar medidas preventivas o proactivas adecuadas.

El cambio climático produce cambios, no sólo en la distribución de especies, sino también en aspectos funcionales en las poblaciones (Vincenzi, 2014). Todos los organismos vivos tienen un rango de tolerancia para cada factor ambiental, unos valores límites y un valor óptimo que pueden variar entre individuos y poblaciones, así como entre especies. Este rango de tolerancia puede variar, además, según el momento del ciclo anual, del ciclo vital, o también debido a la interacción con factores ambientales.

Con el fin de detectar y comprender estos cambios se requieren programas eficaces de monitorización ecológica (Spellerberg, 2011). Es importante, además, que dicha monitorización no sólo se centre en la presencia o ausencia de ciertas especies, sino que tenga en cuenta, además, los cambios funcionales entre especies y sus procesos asociados a los ecosistemas (Noss, 1999; Palmer & Febria, 2012).

En este contexto, hay que destacar que las aves son un elemento clave en la monitorización y evaluación del estado de conservación de ecosistemas. Se define una especie indicadora como un organismo cuyas características (por ejemplo, presencia o ausencia, densidad de población, dispersión, éxito reproductivo) se utilizan como un índice de atributos fácil de medir respecto a otras especies (Landres, Verner, & Thomas, 1988). En este contexto, las aves son organismos relativamente fáciles de estudiar y su ecología es bien conocida, de modo que las causas probables del cambio a nivel de población se pueden identificar más fácilmente. Así, los cambios ambientales pueden afectar la etología, la demografía, la ecología y la distribución de las aves, lo que a menudo las convierte en buenos indicadores.

La idea de que las aves pueden utilizarse para vigilar el medio ambiente no es nueva. Las observaciones del folklore y de la historia natural, sugieren que algunos aspectos del comportamiento de las aves pueden usarse para predecir cambios en el clima (Inwards, 1869; Thompson, 1910; Swann, 1913). La presencia de aves marinas se utilizó como elemento orientador de recursos pesqueros (Montevecchi & Tuck, 1987; Batty, 1989), incluso como indicadores de sobrepesca (Batty, 1989). Con la industrialización del medio rural, las aves han sido también útiles a la hora de evaluar el impacto de fitosanitarios y agentes químicos sobre el medio ambiente (Diamond & Filion, 1987; Moriarty, 1988; Peakall, Noble, Elliott, Somers, & Erickson, 1990), ya que

como depredadores que son, y como resultado de la bioacumulación y bioamplificación, las aves tienden a acumular altas concentraciones de contaminantes. Por último, en los últimos tiempos se viene observando que las aves son también un buen indicador para medir los efectos del cambio global sobre la biosfera (Stenseth & Mysterud, 2002; Parmesan & Yohe, 2003; Visser & Both, 2005; Both *et al.*, 2009).

### **Los ecosistemas fluviales**

El aumento continuo de la temperatura y el cambio de los patrones de precipitación están alterando las características del agua y los regímenes de flujo en los sistemas fluviales (Knouft & Ficklin, 2016). Las especies ligadas a estos ecosistemas están respondiendo a este nuevo escenario en todos los niveles de la organización biológica (Knouft & Ficklin, 2016). Se espera que los cambios ambientales alteren la distribución y la abundancia de organismos. No en vano, los ecosistemas fluviales han sido considerados como uno de los ecosistemas que más marcadamente pueden sufrir los efectos del cambio global. Al fin y al cabo, los cambios en la cantidad y calidad del agua en los ríos tienen efectos claros y manifiestos sobre las especies ligadas al medio acuático.

En su mayor parte, las evaluaciones biológicas de la calidad del agua dulce han involucrado a organismos totalmente acuáticos, como algas,



invertebrados y peces (Bonada, Prat, Resh, & Statzner, 2005; Chovanec, Hofer, & Schiemer, 2003; Flower & Battarbee, 1983). En todos estos, la medición puede implicar largos procedimientos de laboratorio. Por el contrario, tal y como ya se ha apuntado arriba, las aves son conspicuas y de fácil seguimiento, lo que las convierte en organismos potencialmente indicadores. Durante las últimas décadas, un número creciente de estudios ha venido a demostrar que ciertas especies de aves son componentes integrales de los ecosistemas de agua dulce (Ormerod & Tyler, 1991), y son clave para evaluar el estado de tales ecosistemas (Diamond & Fillion, 1987; Ormerod & Tyler, 1993). Aunque existen dificultades a la hora de atribuir inequívocamente la respuesta de las aves a cualquier factor abiótico o biótico de la vasta gama que afectan a su ecología (Landres *et al.*, 1988), sin duda esta es una línea de trabajo que merece ser explorada.

A escala ibérica, parece evidente que el cambio global está generando o va a provocar cambios en la biodiversidad (AEMET, 2017). La variabilidad en las proyecciones de la distribución potencial futura de las especies es alta, indicando que existen elevados niveles de incertidumbre pero, en cualquier caso, los modelos ofrecen estimaciones útiles sobre el grado de exposición de las especies a las alteraciones climáticas (Araújo, Guilhaumon, & Neto, 2011).

La magnitud de las contracciones varía entre especies, pero es generalmente alta para la mayoría (es decir, contracciones superiores al

30% de la distribución actual). Sin embargo, es llamativo cómo en la mayoría de las modelizaciones elaboradas en el marco del Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático (PNACC) se excluyen las especies insulares, marinas, costeras y aquellas cuya ecología es dependiente, fundamentalmente, de ambientes acuáticos. Ello es debido a que se consideró que la metodología adoptada para la modelización de las especies terrestres no resultaría adecuada para las acuáticas, debido a las peculiaridades del medio en que están presentes. En este contexto, está justificado, si cabe aún más, ampliar nuestro conocimiento sobre el impacto potencial del cambio global en las especies ligadas a los medios acuáticos.

### ***El mirlo acuático***

El mirlo acuático *Cinclus cinclus* L., 1758 es un ave paseriforme que está ampliamente distribuido en el Paleártico, desde el oeste de Europa y noroeste de África (aparece en las zonas más elevadas del Atlas marroquí) hasta el centro de Asia (Cramp & Perrins, 1993). En la península ibérica la especie se distribuye fragmentadamente, ya que es relativamente común en la mitad septentrional, mientras que en el centro, este y sur está más localizada, apareciendo casi exclusivamente asociada a los principales macizos montañosos (Martí & Del Moral, 2003)

El mirlo acuático es una especie asociada a cursos de agua limpia bien oxigenada, permanentes, poco profundos y de sustrato rocoso donde buscan su alimento, principalmente larvas de invertebrados (Tyler, 2010). Su dependencia por ríos con este tipo de característica le ha valido su interés como especie indicadora de la calidad de los ecosistemas acuáticos (Diamond & Filion, 1987; Ormerod, O'Halloran, Gribbin, & Tyler, 1991; Sorace *et al.*, 2002). Así, el deterioro de la calidad del agua causa con frecuencia la reducción de la población o su extinción a nivel local (Peris, González-Sánchez, Carnero, Velasco, & Masa, 1991; Ormerod *et al.*, 1991; Ormerod & Tyler, 1990; Tyler & Ormerod, 1992).

Los estudios sobre mirlo acuático en la península ibérica son relativamente escasos y se centran, básicamente, en su distribución (Martí & Del Moral, 2003; Moreno-rueda, Amigos, & Csic, 2009) y la diferenciación morfológica y genética de diferentes núcleos poblacionales (Arizaga, Hernández, Rivas, & Miranda, 2009; Arzak, Jauregi, Goikoetxea, Sánchez, & Arizaga, 2014; Campos, Gutiérrez-Corchero, López-Fidalgo, & Hernández, 2005; Campos, Hernández, Arizaga, Santamaría, & Corrales, 2010; Esteban, Campos, & Ariño, 2000; Hernández *et al.*, 2013; Hernández, Campos, Santamaría, Rojo, & Dias, 2016; Villarán, Pascual-Parra, & Mezquida, 2001). De manera más puntual se han analizado los factores ambientales que influyen en la densidad poblacional (e.g., Peris *et al.*, 1991) así como la alimentación (Santamarina, 1987, 1990, 1992, 1993) o infestación parasitaria (Rojo *et al.*,

2013). En lo que respecta a los parámetros que determinan la evolución y sostenibilidad demográfica de las diferentes poblaciones de mirlo acuático en España, existe aún un notable vacío de conocimiento. En general, apenas algunos estudios han abordado de manera descriptiva la reproducción de la especie (Campos & Esteban, 1993) y, en menor grado, la dispersión (Regla & Arizaga, 2016). Por el contrario, poco o nada se sabe sobre otros parámetros demográficos como la supervivencia, o el grado de variabilidad espacial y temporal en los parámetros ya descritos a nivel local.

En el área cantábrica, que alberga la población más extensa (y probablemente más grande) de la península, el conocimiento actual se reduce, prácticamente, a la descripción de su distribución y, puntualmente, de su morfología y genética. En este contexto geográfico, la Comunidad Autónoma Vasca (CAV) juega un papel importante en la conservación de la especie. El mirlo acuático figura en el Catálogo Vasco de especies amenazadas (Decreto 167/1996), como especie de Interés Especial. Alvarez, Bea, Faus, Castián, & Mendiola, (1985) estimaron una población de 100-250 parejas reproductoras y consideraron que la población había sufrido un declive en las últimas décadas. Una década más tarde, Galarza, (1997) estimó una población de 150-300 parejas, lo que no supone una desviación significativa de las estimas de Alvarez *et al.* (1985) y lo que sugeriría cierta estabilidad poblacional al menos durante las décadas de 1980 y 1990. No obstante, estudios llevados a cabo en Bizkaia

estimaban sólo para esta provincia una población de 150 parejas (Hormaechea & Martínez, 1997); y posteriormente Lanius (2006). Es decir, existe gran disparidad en las estimas poblacionales, que probablemente hayan v sido subestimadas a escala de la CAV. Más allá de estas estimas, el conocimiento sobre la demografía del mirlo acuático en la CAV es muy reducido.

Desde mediados de la década de 2000, la Sociedad de Ciencias Aranzadi viene desarrollando un estudio a largo plazo sobre la población de mirlo acuático en Gipuzkoa. Dicho estudio se basa principalmente en el marcaje y recuperación, mediante anillamiento, de ejemplares juveniles y adultos en algunos de los principales ríos de la provincia. Posteriormente, y

ya en el marco de esta tesis doctoral, se incorporaron al proyecto otros objetivos tales como el marcaje de pollos y adultos en cajas-nido y el desarrollo de censos en un contexto de modelos de ocupación. En conjunto, todas estas acciones están orientadas a mejorar nuestro conocimiento sobre los principales parámetros demográficos de la población de mirlo acuático en Gipuzkoa, así como en análisis de los principales factores ambientales que influyen o determinan el valor de los citados parámetros. Esto último cobra gran importancia en un contexto de cambio global o de empleo de la especie como bioindicador que refleje el estado de conservación de los ecosistemas fluviales de Gipuzkoa.



# OBJETIVOS

Esta tesis doctoral tiene **dos objetivos principales**:

1. Desarrollar un método de censo de mirlo acuático eficaz y aplicable a largo plazo, con el fin de detectar cambios en su distribución y tamaño poblacional.
2. Describir los principales parámetros demográficos de la población de mirlo acuático en Gipuzkoa y establecer su relación con otros factores relacionados con las características bióticas y calidad del hábitat, incluidos posibles efectos del cambio global.

Se definen, además, los **siguientes objetivos parciales**:

- 1.1. Desarrollar un método de censo, para el mirlo acuático en el País Vasco, aplicable a largo plazo.
- 2.1 Describir los principales parámetros reproductivos del mirlo acuático en Gipuzkoa y determinar su relación con la disponibilidad trófica durante el periodo de cría. Se espera una mejora de los parámetros reproductivos en aquellos territorios con mayor abundancia de presas.
- 2.2. Determinar la supervivencia de la población de mirlo acuático en Gipuzkoa y establecer su relación con las variaciones extremas de caudal. Se espera un descenso de la supervivencia durante aquellos inviernos caracterizados por fuertes crecidas de caudal.
- 2.3. Determinar la dispersión de la población de mirlo acuático en Gipuzkoa y evaluar su relación con el nivel de sedentarismo de la especie en Gipuzkoa. Se espera una dispersión natal baja, dado el alto nivel de sedentarismo de la población estudiada.



# **METODOLOGÍA GENERAL**

Los diferentes objetivos planteados en esta tesis han requerido el empleo de diferentes metodologías, tanto en lo relativo a la toma de datos de campo como al posterior análisis de los mismos mediante modelos y paquetes estadísticos. En consecuencia, no puede hablarse de una metodología única para el conjunto de la tesis.

Los detalles concretos sobre la metodología empleada en cada caso están descritos en los correspondientes capítulos, por lo tanto, esta sección se limita a explicar, brevemente y a modo de resumen, el conjunto de metodologías empleadas.

## **Métodos de muestreo**

Los artículos desarrollados dentro del **objetivo principal 1** (modelos de ocupación) se basan en la observación directa de mirlos acuáticos. Para ello, se estableció una red de censo, consistente en 60 puntos de muestreo en Gipuzkoa que fueron visitados en 6 ocasiones (un muestreo por quincena), entre los meses de marzo a mayo de 2015. El número de puntos de muestreo y su distribución geográfica fueron establecidos mediante el programa SODA (Single-season Occupancy study Design Assistant), una herramienta desarrollada para asistir el diseño de muestreo en estudios orientados a aplicar modelos de ocupación (Guillera-Arroita & Lahoz-

Monfort, 2012). En cada punto de observación, el observador permaneció inmóvil en la orilla y anotó la presencia de mirlos acuáticos durante un período de 10 minutos. Solo se consideraron las aves adultas para los análisis ya que el objetivo era estimar los parámetros relativos a la población reproductora. En 2016, repetimos este protocolo de muestreo sólo en 10 puntos de muestreo donde la especie se había detectado en 2015; en esta segunda aproximación ampliamos el esfuerzo de muestreo a un período de 20 minutos.

Además de los censos de aves, se registraron en cada uno de los puntos las siguientes variables: (1) ancho del flujo del río; (2) índice QBR (para más detalles ver Munné, Prat, Solà, Bonada, & Rieradevall, 2003); (3) presencia de un puente (dentro de un transecto de  $\pm 1$  km hacia arriba y hacia abajo del punto de muestreo); (4) presencia de un nido artificial (dentro de un transecto de  $\pm 1$  km); (5) presencia de un canal artificial paralelo al río; (6) presencia de una presa y (7) altura de la presa.

Para el desarrollo del **objetivo principal 2**, y en concreto el **objetivo parcial 2.1** (supervivencia), se utilizaron datos de aves anilladas o recapturadas en el río.

El trabajo de anillamiento se viene realizando en los ríos de Gipuzkoa de manera estandarizada y sistemática desde 2005. Esta labor consistió en la

captura de aves mediante redes de niebla, colocadas en sentido perpendicular al cauce, que permanecieron abiertas durante un tiempo determinado (máximo 4 h) por jornada de muestreo. Los ríos objetivo del estudio se muestrearon en repetidas ocasiones cada año. En los tramos de muestreo seleccionados, las redes se colocaron a intervalos de 500 m. Una vez capturadas, las aves se marcaron con una anilla metálica numerada que permite la identificación individual, o bien se leyó la anilla si el ave ya había sido anillada anteriormente. Además, se determinó la edad (Svensson, 1998) y sexo de los ejemplares (Arzak, Jauregi, Goikoetxea, Sánchez, & Arizaga, 2014). Adicionalmente se midieron otras variables, no obstante no consideradas en esta tesis. En total, en esta tesis se han empleado datos recopilados a lo largo de un periodo de 7 años (2008-2014).

Dentro del objetivo principal 2 y para el cumplimiento del **objetivo parcial 2.2** (reproducción), se colocaron primeramente un total de 215 cajas-nido en el área de estudio, durante el invierno de 2013-2014. Estas cajas fueron revisadas y repuestas en años sucesivos, durante todo el periodo de desarrollo de esta tesis doctoral. El seguimiento de la reproducción en estas cajas se llevó a cabo durante la primavera (período de cría) de 2014 y 2015. Adicionalmente, también se examinaron algunos nidos de origen natural que fueron hallados durante el proceso de revisión de las cajas-nido. Tanto en 2014 como en 2015, desde febrero hasta mayo, se midieron las siguientes variables

en cada nido: (1) fecha de puesta (referida a la puesta del primer huevo); (2) tamaño de puesta; (3) orden de puesta (si era una primera o segunda puesta); (4) productividad; (5) éxito de la puesta. La revisión de los nidos se llevó a cabo usando un dispositivo Rigid™ con cámara al final de un brazo flexible de 90 cm.

Junto a la medición de los parámetros reproductivos, se seleccionaron al azar una serie de cajas-nido ocupadas con el objetivo de modelizar el efecto de la disponibilidad trófica sobre la reproducción. Para medir la disponibilidad de alimento se muestreó la comunidad de macroinvertebrados en 8 puntos aleatorios seleccionados dentro de un transecto de 500 m de longitud a lo largo del río ( $\pm 250$  m hacia arriba y hacia abajo del nido). Los macroinvertebrados se muestrearon utilizando una red Surber 25x25. Las muestras se almacenaron en una dilución de etanol >80% hasta su análisis en un laboratorio. Una vez en el laboratorio, las muestras se limpiaron y secaron a 50 ° C durante un período de 24 h para obtener su peso seco ( $\pm 0.01$  g de precisión). La media del peso seco en los 8 puntos de muestreo dentro de cada territorio se utilizó como un índice de la abundancia de alimento.

Finalmente, para la consecución del **objetivo parcial 2.3**, dentro del desarrollo del objetivo principal 2 (dispersión natal) se anillaron pollos en cajas-nido y se trató de relocalizar estas aves marcadas, ya como adultos reproductores, en años subsiguientes. Este trabajo de campo se



llevó a cabo durante el periodo 2014-2016. El marcaje de pollos, cuando estos estaban aún en el nido, se realizó durante el periodo de reproducción ya descrito anteriormente en el marco del objetivo principal 3. Igualmente, también dentro de este periodo de muestreo se recapturaron adultos reproductores con el fin de determinar si estaban anillados y si esas anillas se correspondían con el anillamiento de ejemplares, como pollo, en años anteriores.

### ***Análisis estadísticos empleados***

Para abordar el **objetivo principal 1**, se utilizaron modelos de ocupación para estimar la probabilidad de detección ( $p$ ) y la probabilidad de ocupación ( $\psi$ ) por separado. Para ello se aplicó la función "occu" en el paquete "unmarked", para R (Fiske & Chandler, 2011). Posteriormente, una vez obtenidos estos parámetros se llevó a cabo una reevaluación del esfuerzo de muestreo (número de puntos de muestreo, número de censos por año, número de minutos de observación por censo) con el fin de determinar un esfuerzo de muestreo óptimo orientado a reducir al máximo posible este esfuerzo (Guillera-Arroita & Lahoz-Monfort, 2012). Para esto último se empleó el programa SODA, anteriormente mencionado.

El objetivo parcial 1.1 (Desarrollo de una red de puntos de censo para la Comunidad Autónoma del País Vasco) se abordó mediante la metodología anterior y un cálculo balanceado, teniendo en cuenta la longitud de los cursos fluviales para el resto de la CAPV

En lo relativo al **objetivo principal 2**, se ejecutaron modelos de captura-recaptura de Cormack-Jolly-Seber (CJS). Estos modelos, en paralelo a lo que ocurre con los modelos de ocupación antes descritos, permiten estimar la probabilidad de detección ( $p$ ) y la supervivencia ( $\phi$ ) por separado. Los modelos se corrieron en el programa MARK (White & Burnham, 1999).

Finalmente, para el análisis de la reproducción se emplearon varios test estadísticos, principalmente para comparación de dos muestras (test de  $t$  o  $U$  de Mann-Whitney, según la naturaleza de los datos) y modelos lineales generalizados, que también se corrieron en el programa (R Core Team, 2017).

En el caso de la dispersión natal el tamaño muestral fue muy bajo y tan sólo se hizo un análisis descriptivo de carácter preliminar.



## ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio de esta tesis se ha centrado en el Territorio Histórico de Gipuzkoa (en adelante, Gipuzkoa) en el País Vasco. Gipuzkoa se extiende en un área de 1.980 km<sup>2</sup> que presenta en total un perímetro de 306 km, de los cuales 212 km limitan con otras zonas terrestres y 94 km conforman la línea de costa con el mar Cantábrico. Situada en el extremo sudoriental del mar Cantábrico, Gipuzkoa limita al este con Navarra, al sur con Álava y al oeste con Bizkaia. ("Instituto Geográfico Vasco-Euskal Geografi Elkarte. INGEBA," n.d.). A continuación se describirán las principales características de Gipuzkoa en términos de relieve, clima, hidrología y vegetación.

### **Relieve**

Gipuzkoa es una región muy montañosa cuya máxima cota alcanza los 1.549 m en la sierra de Aizkorri, al sur del territorio. Su proximidad a la costa determina la existencia de acentuados desniveles entre los fondos de los valles y las cumbres de los montes adyacentes. Las mayores alturas se sitúan al sur del territorio y conforman la divisoria cantábrico-mediterránea. Los principales valles discurren a lo largo de un eje norte-sur, para desembocar en el Cantábrico. Dado el reducido tamaño del territorio, se trata de valles relativamente cortos.

La red fluvial principal es perpendicular a la dirección de las estructuras geológicas, mientras

que la red fluvial secundaria (que discurre a lo largo de ejes este-oeste), se encaja paralelamente a dichas estructuras. Esta red secundaria, junto con los puertos alineados con ella, permiten la comunicación entre los valles principales.

Mientras que las montañas del sur alcanzan alturas de más de 1.000 m, la altura de los relieves intermedios oscila entre los 800 y 1.000 m y en la costa en líneas generales domina un paisaje de colinas que no alcanzan los 500 m (a menudo <300 m), y que dan lugar a acantilados abruptos cuando alcanzan la línea de costa. Se puede por tanto concebir el relieve de Gipuzkoa como una sucesión de tres escalones o peldaños que se elevan hacia el sur (costa, relieves intermedios, montañas del sur) y que quedan cortados por valles perpendiculares a dichos escalones y paralelos entre sí (Tamés Urdiaian, Mendiola Gómez, & Pérez Olozaga, 1991).

### **Clima**

Los factores determinantes del clima guipuzcoano son su situación geográfica y su intrincado relieve. Gipuzkoa presenta un clima oceánico de matiz mediterráneo, caracterizado por su pequeña oscilación térmica anual, con veranos frescos e inviernos moderados y con lluvias abundantes a lo largo de todo el año pero predominantes en otoño y comienzos del invierno (Tamés Urdiaian *et al.*, 1991). La temperatura media es de 8,1°C en

invierno y 18,2°C en verano, si bien, como en el caso de las precipitaciones, estas temperaturas se ven modificadas a nivel local por las peculiares condiciones orográficas del territorio.

Los vientos son muy frecuentes con predominio del norte-noroeste y sur. Solo un 2% de los días son de calma. Las lluvias son abundantes (50% de días lluviosos) debidas al régimen de vientos y a la orografía de la provincia, con precipitaciones que oscilan entre 1.200 y 1.700 mm anuales. La nubosidad también es alta (solo 10% de días totalmente despejados), con una media de 1.830 h anuales de insolación (equivalente a 5 por día).

### **CACTERÍSTICAS DE LOS RÍOS GUIPUZCOANOS**

Gipuzkoa se caracteriza por tener unas cuencas hidrológicas pequeñas, que vierten sus aguas al mar Cantábrico a excepción de una pequeña porción de 19 km<sup>2</sup> que pertenece a la cuenca del Ebro. Además, existen una serie de pequeñas cuencas costeras que vierten directamente al mar. Las precipitaciones y el relieve condicionan una hidrografía definida por ríos de escasa longitud, caudalosos y regulares; los principales son (de este a oeste): Bidasoa, Oiarzun, Urumea, Oria, Urola y Deba (Tamés Urdiaian *et al.*, 1991).

Sus pendientes son elevadas (en los tramos superiores pueden alcanzar desniveles de hasta 25 por mil, por lo que la erosión en estos lugares es grande ("Instituto Geográfico Vasco-Euskal Geografi Elkartea.INGEBA," n.d.). Así mismo, las

características hidrológicas de los ríos están marcadas por una fuerte torrencialidad, consecuencia de la elevada precipitación y del predominio de los materiales impermeables que provoca una escasa regulación de los recursos, produciéndose de forma periódica grandes avenidas que ocasionan inundaciones y épocas de sequía. Para regular estos recursos, se han realizado en la cabecera de los ríos numerosos embalses.

Los recursos medios de los ríos de Gipuzkoa se pueden situar en unos 2.000 hm<sup>3</sup>/año, lo que supone que algo menos de 2/3 del agua que cae en forma de lluvia pasa a formar parte del agua de los ríos; el resto se evapora o se utiliza por las plantas. El régimen de caudales es muy variable, siendo los ríos muy caudalosos en épocas invernales y sufriendo fuertes estiajes en el verano y comienzos del otoño. La escasez de agua en los cauces en estas épocas se ve incrementada por la abundancia de captaciones para uso urbano, industrial e hidroeléctrico, lo que ocasiona que en bastantes tramos los ríos lleven poco caudal (Tamés Urdiaian *et al.*, 1991).

Generalmente, las orillas de estos ríos están cubiertas por la vegetación riparia densa.

La cuenca que vierte en el litoral guipuzcoano, se extiende a las provincias vecinas de Álava, Bizkaia y Navarra; por lo que el total de la superficie es de 2.763 km<sup>2</sup> ("Instituto Geográfico Vasco-Euskal Geografi Elkartea.INGEBA," n.d.). Las características de los ríos más importantes, arriba mencionados, se resumen en la Tabla 1 (ver también Fig. 1).

**Tabla 1.** Características de los ríos más importantes de Gipuzkoa (Tamés Urdiaian *et al.*, 1991).

Río	Superficie (km <sup>2</sup> )	Longitud (km)	Pendiente media (%)	Precipitación media (mm/año)	Escorrentía media anual (m <sup>3</sup> /seg)
Deba	538,87	62,47	13,21	1.384,1	14,08
Urola	364,14	59,34	13,48	1.329,3	7,98
Oria	888,01	78,49	9,87	1.547,8	25,66
Urumea	279,05	55,32	16,45	2.083,0	11,13
Oiartzun	87,55	18,45	36,59	2.137,8	2,67



**Figura 1.** Mapa de la red hidrográfica de Gipuzkoa

La cuenca que vierte en el litoral guipuzcoano, se extiende a las provincias vecinas de Álava, Bizkaia y Navarra; por lo que el total de la superficie es de 2.763 km<sup>2</sup>. Las características de los ríos más importantes, arriba mencionados, se resumen en la Tabla 1 (ver también Fig. 1).

El río Deba recorre el extremo occidental de Gipuzkoa de sur a norte. Nace en el límite con Álava, en el puerto de Arlabán. Debido a los afluentes que recibe de las dos márgenes, sobre todo del río Oñate, que recoge los recursos de las sierras calizas de Arantzazu y Aloña, presenta un caudal considerable (Tamés Urdiaian *et al.*, 1991).

A partir de su confluencia con este último río, se encaja en un valle estrecho para abrirse de nuevo en Bergara. Desemboca en Deba. Los principales embalses son los de Aixola y Urkulu ("Instituto Geográfico Vasco-Euskal Geografi Elkarte.INGEBA," n.d.).

El río Urola nace en la vertiente norte de la Sierra de Aizkorri. En su parte alta resalta la particularidad morfológica del acusado estrechamiento de la cuenca; este hecho, unido a la situación topográfica de la cuenca, por encima de las de los ríos Deba y Oria, así como el mayor poder erosivo de los torrentes de estas dos últimas cuencas, puede provocar la captura de parte de la cuenca alta del Urola por las cuencas del Deba y Oria (Tamés Urdiaian *et al.*, 1991). Atraviesa Legazpia, Zumárraga, Urretxu y Arratia, a partir de Azpeitia discurre tranquilo y aumenta su caudal al recibir las aguas del Urrestilla y el Errezil. Al pasar por Zestoa se abre en amplios meandros, para desembocar en la ría de Zumaia. El principal embalse es el de Ibai-eder.

El río Oria es el más caudaloso y largo de Gipuzkoa. Nace en la sierra de Aizkorri. La orientación es SW-NE desde Zegama hasta Lasarte; a partir de Lasarte se desvía hacia el oeste para desembocar en Orio. En el recorrido que hace desde Beasain a Tolosa recibe las aguas procedentes de la Sierra de Aralar a través de los afluentes: Agauntza, Amundarain, Amezketa y Araxes; en Andoain se une el Leizaran. Sólo en el tramo inicial y hasta Beasain, presenta desniveles de cierta importancia; a partir de Usurbil, discurre lentamente formando amplias

curvas. Los principales embalses son los de Ibiur y Lareo (éste último en el afluente Agauntza) ("Instituto Geográfico Vasco-Euskal Geografi Elkarte.INGEBA," n.d.). La erosión del río ha dejado al descubierto afloramientos de arcillas que han debido de facilitar la formación del valle debido a su alta erosionabilidad (Tamés Urdiaian *et al.*, 1991).

El río Urumea nace en Navarra, en el puerto de Ezkurra, y desciende por un valle estrecho y hondo hasta Goizueta. Presenta afluentes cortos de poco caudal. Al recibir el Añarbe discurre en rápida pendiente a partir de Artikutza. Atraviesa los núcleos de Fagoaga y Pikoaga para llegar a Hernani y, finalmente desembocar, en San Sebastián ("Instituto Geográfico Vasco-Euskal Geografi Elkarte.INGEBA," n.d.). El principal embalse es el Añarbe, que surte de agua a la comarca de Donostia-San Sebastián. Proporcionalmente a la superficie de la cuenca, el Urumea es el río más caudaloso del territorio junto al Oiartzun, ya que las precipitaciones en el noreste de Gipuzkoa son muy superiores a las de las demás cuencas.

El río Oiartzun presenta una cuenca pequeña y es por tanto un río corto y de escaso recorrido. Nace en Aiako Harria y desemboca en Pasaia; abre una brecha que separa los montes Jaizkibel y Ulía (Tamés Urdiaian *et al.*, 1991).

## **VEGETACIÓN**

Las condiciones litológicas, edafológicas y climáticas determinan una vegetación de tipo

atlántico. Siguiendo criterios biogeográficos determinados por la preponderancia de lo eurosiberiano, cabe destacar las formaciones vegetales de quercíneas (*Quercus spp.*) caducifolias (*Q. robur*, *Q. petraea*, *Q. pubescens*), haya (*Fagus sylvatica*) y fresno (*Fraxinus excelsior*), así como brezales de *Ulex gallii* y *Daboecia cantabrica*. De una forma más sencilla podemos decir que las formaciones que potencialmente ocuparían este territorio son los bosques mixtos de frondosas, el robledal acidófilo, el hayedo y el encinar cantábrico. La distribución de estas formaciones depende de las diferentes condiciones climáticas ocasionadas por el gradiente altitudinal y por el sustrato rocoso sobre el que se asientan (Loidi, 1987). En función de la altitud, hace unas décadas se podían distinguir dos pisos: el piso colino, hasta aproximadamente los 600 m de altitud, y el piso montano, a partir de los 600 m. En el piso colino se encuentra el bosque mixto, con el roble pedunculado (*Quercus robur*) como especie dominante, acompañada de otras especies como el fresno, el arce (*Acer campestre*), etc. En las zonas de piso colino en las que el sustrato rocoso está formado por calizas aparecen los encinares cantábricos (*Quercus ilex*), adaptados a las particulares condiciones de falta de humedad edáfica. En el piso montano domina el hayedo. La vegetación característica de las riberas de los cursos de agua son las alisedas, mientras que en las zonas de estuario aparece la vegetación propia de las marismas.

Sin embargo, el hábitat actual difiere en gran medida del conformado por la vegetación potencial. La mano del hombre ha transformado el medio, reduciendo la superficie de las formaciones vegetales climáticas e implantando usos del suelo que han traído otras formaciones. En el piso colino los robledales han visto reducida su superficie al ser sustituidos por praderas, cultivos y pastos. En las últimas décadas han aumentado las plantaciones de coníferas exóticas instaladas principalmente en terrenos en que se ha abandonado el uso agropecuario. Hoy en día el paisaje vegetal del piso colino se encuentra dominado por la campiña, formada por un mosaico de pradera, pequeños bosquetes, tanto de especies autóctonas como de coníferas exóticas, setos, etc. En el piso montano el dominio del haya ha sido sustituido en la actualidad por amplias áreas de pastos, sobre todo en las zonas altas de las sierras. En las zonas intermedias entre ésta y el límite del piso colino, los hayedos han sido sustituidos por pastizales, y en muchos casos han sido ocupados por plantaciones de coníferas. Por otro lado, el fuerte desarrollo humano e industrial ocurrido durante el siglo XX ha provocado la ocupación de los fondos de valle de los principales cursos de agua y de sus estuarios. Esto ha traído consigo la alteración de las márgenes de los ríos y de sus vegetación de ribera. Son escasos los tramos de los ríos que cuenten con alisedas bien conservadas, encontrándose relegadas a los cursos secundarios. En muchos de sus tramos, los ríos de Gipuzkoa están encauzados y la vegetación de ribera ha sido sustituida por muros y escolleras (Tamés Urdiaian *et al.*, 1991).





# ***DISCUSIÓN Y JUSTIFICACIÓN DE LOS ARTÍCULOS***

En la presente tesis doctoral se plantean una serie de capítulos, presentados como artículos, que se relacionan directamente con los objetivos planteados en la parte introductoria. A continuación se describen y resumen los objetivos concretos y planteamientos de cada uno de los artículos.

## ***Artículo I***

El seguimiento de especies a corto plazo y los estudios experimentales tienen importantes limitaciones a la hora de determinar el efecto de los cambios ambientales sobre las poblaciones, especialmente cuando se consideran escalas temporales largas. Este hecho ha llevado a la necesidad de implementar programas de seguimiento a largo plazo (Dunnet, 1991; Furness & Greenwood, 1993; Godfray & Hassell, 1992; Likens, 1989), que invariablemente han de ajustarse a un rigor metodológico mínimo en las técnicas de monitorización (Goldsmith, 1991; Spellerberg, 2011).

En este contexto, en esta tesis se ha abordado el objetivo de probar y establecer una metodología de muestreo rigurosa y viable a largo plazo para estudiar las poblaciones de aves asociadas a ecosistemas acuáticos con baja probabilidad de detección, como es el caso del mirlo acuático en el norte de la península ibérica (Artículo I).

El censo lineal (a través de transectos a lo largo

del cauce o por la orilla) es una técnica ampliamente utilizada para determinar la densidad de aves en ecosistemas fluviales, aunque no siempre se puede ejecutar correctamente. Otros métodos alternativos, como la aplicación de modelos de ocupación, pueden solventar este problema y reducir considerablemente el esfuerzo de muestreo. Esto es especialmente relevante en especies de baja detectabilidad, ríos de difícil acceso y para establecer programas de seguimiento a largo plazo. Así, el objetivo del presente artículo es evaluar la eficiencia censal para el mirlo acuático utilizando modelos de ocupación en situaciones de poca visibilidad debido a la densa vegetación que ocupa la ribera de los ríos. Este tipo de modelos calcula la probabilidad de que la especie esté presente en un punto de censo al tiempo que tiene en cuenta la probabilidad de detección. Se establece el número óptimo de puntos de muestreo y el número de visitas por punto que deben realizarse para detectar adecuadamente la población nidificante en la zona de estudio y poder establecer tendencias a largo plazo en caso de que se produzcan cambios moderados o grandes en la distribución de la población.

El objeto de esta publicación es, por lo tanto, poner a punto un modelo de análisis de parámetros poblacionales a partir del modelo de ocupación de mirlo acuático en los ríos de

Gipuzkoa. Se encontró que una combinación de 60 puntos de muestreo con 4 visitas anuales de 20 minutos de observación era la más óptima para estudiar la presencia de esta especie en el área de estudio.

## **Artículo II**

Este artículo continúa la línea de trabajo llevada a cabo en el Artículo I. Una vez determinado el método de censo idóneo, en el Artículo II se ha abordado el objetivo de plantear una propuesta de red de censo para toda la Comunidad Autónoma del País Vasco. De este modo se sientan las bases para el establecimiento de una red de monitorización de la población de mirlo acuático en la CAPV a largo plazo.

Esta nueva propuesta metodológica puede complementar los censos sobre biodiversidad llevados a cabo en la Comunidad del País Vasco, y que en última instancia responden a la necesidad de evaluar el estado de conservación de especies y hábitats de interés comunitario o consideradas como elementos clave dentro de la Red Natura 2000. Estos censos completarían el conocimiento sobre la abundancia y distribución de las aves asociadas a los ecosistemas acuáticos.

El desarrollo de la metodología de muestreo necesaria para hacer un seguimiento de las poblaciones de mirlo acuático en la provincia de Gipuzkoa, desarrollado como el primero de los objetivos principales de esta tesis, nos ha permitido elaborar una propuesta de red de censo de mirlo acuático para País Vasco.

Considerando los resultados obtenidos en el Artículo I, y considerando un muestreo balanceado de la red fluvial existente en cada una de las provincias del País Vasco, se determinó como una red de censo de 199 puntos de muestreo.

En este sentido, cabe señalar que desde la cumbre de la Tierra en Río de Janeiro de 1992, numerosos países han adoptado planes de acción para la conservación de la biodiversidad incorporando la monitorización ecológica y ambiental basada en la cooperación ciudadana. La red de puntos de censo propuesta en el Artículo II está concebida para que pueda ser muestreada, en buena parte, por una red de voluntarios adscritos a las diferentes entidades ornitológicas de la CAPV. La participación de la ciudadanía en estos censos y los datos ecológicos resultantes pueden ser vistos como un bien público que se genera a través de herramientas y recursos cada vez más colaborativos (Bonney *et al.*, 2014; Dickinson *et al.*, 2012; Shirk *et al.*, 2012).

## **Artículo III**

En el Artículo III el objetivo fue comprobar si los episodios extremos de inundación invernal afectan a la supervivencia en la población reproductora de mirlo acuático en Gipuzkoa.

Durante el periodo de cría (marzo-agosto) y a lo largo de siete años consecutivos (2008-2014), se llevó a cabo una campaña de anillamiento en varios ríos de Gipuzkoa. Como resultado de esta

campaña se obtuvieron historiales de captura-recaptura que fueron utilizados en modelos de Cormack-Jolly-Seber para estimar la supervivencia anual aparente de la población estudiada. Se comprobó el efecto de las inundaciones durante el invierno en la supervivencia, observándose que los inviernos con episodios continuados o extremos de inundación tendieron a producir un descenso en la supervivencia, si bien el efecto fue relativamente débil, probablemente porque no todos los individuos de la población se ven igualmente afectados por tales eventos.

El trabajo realizado en este Artículo se enmarca en un contexto de cambio global, en el que se prevé un incremento en la magnitud y frecuencia de los episodios extremos que afectan el nivel del caudal en los cursos fluviales.

#### **Artículo IV**

En el artículo IV se realiza un estudio detallado de los parámetros reproductivos del mirlo acuático en Gipuzkoa y se estudia su correlación con la disponibilidad trófica. Este último aspecto es novedoso para la península ibérica.

Las estimaciones de los parámetros demográficos, incluido el rendimiento reproductivo, son aspectos cruciales para una adecuada evaluación del estado de conservación de las poblaciones y el entendimiento de las causas subyacentes a la dinámica de éstas. En este sentido, el éxito en los parámetros reproductivos del mirlo acuático está relacionado

con las variables que describen la calidad del territorio (por ejemplo, la disponibilidad de alimento y la calidad de los sitios de nidificación) (Ormerod & Tyler, 1990, 1993; Ormerod & Tyler, 1991; Tyler & Ormerod, 1992).

Es el primer estudio que describe la biología reproductiva del mirlo acuático en Gipuzkoa, y uno de los primeros del sur de Europa, y muestra valores distintos a las medias obtenidas en otras zonas de Europa (Efteland & Kyllingstad, 1984; Shaw, 1978; Tyler, 2010). En concreto, el tamaño de puesta detectado (4,3 huevos/nido) resultó ser significativamente inferior al descrito en el resto de Europa (4,6 huevos/nido), mientras que el éxito reproductor (72%) fue significativamente superior al promedio europeo (62%), lo que sugeriría que las condiciones de cría de la población estudiada son más positivas que en otras latitudes.

Por último, no encontramos una relación estadísticamente significativa entre el rendimiento reproductivo (ni sobre productividad ni sobre el tamaño de puesta) y la abundancia de alimento en el cauce. Nuestros resultados sugieren que la disponibilidad de alimento no es un factor limitante en la reproducción del mirlo acuático en Gipuzkoa, al menos en los territorios estudiados.

#### **Artículo V**

En el artículo V se realiza una primera aproximación al estudio de la dispersión natal del mirlo acuático en Gipuzkoa, fenómeno que juega

un papel clave en los procesos demográficos.

La dispersión natal se define como la distancia entre el lugar de nacimiento de un ejemplar y el lugar donde se reproduce por primera vez (Greenwood, Harvey, & Perrins, 1979). Es uno de los factores más determinantes en la conservación de las aves por sus efectos en la estructura, dinámica y variabilidad genética de las poblaciones. (Clobert & Editado, 2001; Danchin & Cam, 2002; Forero, Donazar, Blas, & Hiraldo, 1999; Greenwood, 1980; Greenwood & Harvey, 1982; Johnson & Gaines, 1990; Moore & Dolbeer, 1989; Steiner & Gaston, 2005). Al mismo tiempo, es uno de los fenómenos menos conocidos, dada la dificultad de llevar a cabo un seguimiento de los pollos una vez han crecido y abandonan el territorio de cría en busca de un nuevo lugar donde asentarse. La dispersión natal del mirlo acuático es muy poco conocida, sobre todo en el sur de Europa.

En este artículo se describe la dispersión natal del mirlo acuático para la población de estudio. El trabajo se basa en el marcaje de pollos en nido y su recuperación, al cabo de un año, como adultos reproductores. Para analizarlo, se llevó un exhaustivo marcaje de 291 pollos nacidos en el área de estudio durante las temporadas de cría 2014-2016. A pesar de este esfuerzo, sólo un ejemplar fue recapturado como adulto reproductor. Se trató de una hembra que se

dispersó 7,8 km desde su punto de origen natal hasta el nido donde crío por primera vez. El resto de recapturas se produjo en promedio ( $\pm$  SD)  $134 \pm 25$  días tras el anillamiento, todas ellas entre los meses de julio y octubre, esto es, antes de la época de cría. Estas aves se hallaron a una distancia que varió entre 700 m y 19,0 km, si bien casi todas ellas fueron en realidad recapturadas a  $<5$  km de su nido de origen.

Debido al reducido tamaño muestral, nuestros resultados en este ámbito tienen carácter preliminar. En la discusión se abordan las posibles causas de unos resultados que han de valorarse, en su conjunto, como un primer paso para avanzar en nuestro conocimiento sobre la dispersión natal de las poblaciones de mirlo acuático en los ríos del norte de la península Ibérica..

Se pone de manifiesto que para abordar adecuadamente esta cuestión es necesario llevar a cabo un seguimiento a largo plazo. El estudio de la dispersión natal puede aportar información clave para entender aspectos de la población relacionados con el grado de filopatría (Greenwood 1980, Payne & Payne 1993), el fracaso en la reproducción, la baja productividad y la calidad de los lugares de cría (Bowler & Benton, 2005; Calabuig, Ortego, Cordero, & Aparicio, 2008; Forero *et al.*, 1999; Wiklund, 1996).

# CONCLUSIONES

Las principales conclusiones de esta tesis doctoral son:

1. Los modelos de ocupación son una herramienta útil para detectar cambios moderados o fuertes en la distribución del mirlo acuático. En el caso particular de Gipuzkoa, una combinación de 60 puntos de muestreo con 4 visitas anuales de 20 minutos de duración cada una, es óptima para tales fines. En el caso de la Comunidad Autónoma del País Vasco, el número total de puntos de muestreo sería de 199.
2. Por primera vez, se presenta una metodología de muestreo estandarizada y viable desde un punto de vista del esfuerzo a invertir, para censar el mirlo acuático en la CAPV mediante modelos de ocupación. La red de puntos de censo propuesta implica un nivel de esfuerzo similar al que de forma normalizada se lleva a cabo en otros programas de seguimiento de aves comunes. Esta red aportaría información sobre una especie común pero poco conocida, contribuyendo de este modo a incrementar el conocimiento sobre la distribución y estado de conservación de la biodiversidad de la CAPV.
3. Por primera vez se estudia la reproducción del mirlo acuático en Gipuzkoa. En términos generales, el tamaño de la puesta detectado es significativamente inferior al descrito en otras zonas de Europa (especialmente en países nórdicos), mientras que el éxito reproductor es mayor, lo que sugeriría que las condiciones de cría de la población estudiada son mejores que en otras poblaciones del continente.
4. La disponibilidad de alimento no tiene un peso significativo en los parámetros reproductivos, lo que sugiere que la reproducción del mirlo acuático en Gipuzkoa está influenciada por otros factores, probablemente porque en general, los ríos muestreados disponen de una alta disponibilidad de alimento.
5. Las inundaciones extremas en invierno influyen negativamente en la supervivencia del mirlo acuático en Gipuzkoa, pero su impacto a nivel de población es débil o, al menos, existe una fracción de la población que, aparentemente, no se ve significativamente afectada por estos eventos.
6. La supervivencia interanual no se ve afectada por el sexo del mirlo acuático en Gipuzkoa, y en conjunto se estima un valor de 0,6.

7. No se han obtenido datos suficientes para estimar la dispersión natal de forma robusta, por lo que las conclusiones en este apartado son preliminares. La dispersión natal obtenida fue de 7,8 km, lo que coincide con lo observado en otras poblaciones europeas de esta especie.
  
8. A futuro, sería interesante continuar con la monitorización a largo plazo, tanto en forma de censos como de seguimiento de reproducción y captura de ejemplares para estimar la supervivencia, con el fin de determinar con mayor precisión la estrategia de historia de vida de la población de mirlo acuático en Gipuzkoa y el peso de los factores que influyen en sus parámetros poblacionales. Toda esta información será también crucial para comprender mejor cómo los mirlos acuáticos podrían responder al cambio climático.

# BIBLIOGRAFÍA

- Adger, W. N., Huq, S., Brown, K., Conway, D., & Hulme, M. (2003). Adaptation to climate change in the developing world. *Progress in Development Studies*, 3(3), 179-195.
- AEMET (2017). Proyecciones climáticas para el siglo XXI. Recuperado de [http://www.aemet.es/es/serviciosclimaticos/cambio\\_climat](http://www.aemet.es/es/serviciosclimaticos/cambio_climat)
- Alvarez, J., Bea, A., Faus, J. M., Castián, E., & Mendiola, I. (1985). *Atlas de los Vertebrados Continentales de Alava, Vizcaya y Guipúzcoa. Gobierno Vasco, Vitoria*. Vitoria.
- Araújo, M. B., Guilhaumon, F., & Neto, D. R. (2011). *Impactos, vulnerabilidad y adaptación al cambio climático de la biodiversidad española*. Ministerio de Medio Ambiente.
- Arizaga, J., Hernández, M. Á., Rivas, J., & Miranda, R. (2009). Biometrics of Iberian Dippers *Cinclus cinclus*: Environmental Sources of Among-Population Variation. *Ardea*. <http://doi.org/10.5253/078.097.0104>
- Arzak, A., Jauregi, J. I., Goikoetxea, J., Sánchez, J. M., & Arizaga, J. (2014). Sexado de Mirlos acuáticos *Cinclus cinclus* en Gipuzkoa a partir de la biometría, 54-62.
- Batty, L. (1989). Birds as monitors of marine environments. *Biologist*, 36(3), 151-4
- Bonada, N., Prat, N., Resh, V. H., & Stutzner, B. (2005). Developments in aquatic insect biomonitoring: A Comparative Analysis of Recent Approaches. *Annual Review of Entomology*, 51(1), 495-523.
- Bonney, R., Shirk, J. L., Phillips, T. B., Wiggins, A., Ballard, H. L., Miller-Rushing, A. J., & Parrish, J. K. (2014). Next steps for citizen science. *Science*, 343(6178), 1436-1437.
- Both, C., Van Turnhout, C. A. M., Bijlsma, R. G., Siepel, H., Van Strien, A. J., & Foppen, R. P. B. (2009). Avian population consequences of climate change are most severe for long-distance migrants in seasonal habitats. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*. Retrieved from <http://rspb.royalsocietypublishing.org/content/early/2009/12/11/rspb.2009.1525.abstract>
- Bowler, D. E., & Benton, T. G. (2005). Causes and consequences of animal dispersal strategies: relating individual behaviour to spatial dynamics. *Biological Reviews*, 80(2), 205-225.
- Butchart, S. H. M., Walpole, M., Collen, B., van Strien, A., Scharlemann, J. P. W., Almond, R. E. A., ... Watson, R. (2010). Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines. *Science*, 328(5982), 1164 LP-1168. Retrieved from <http://science.sciencemag.org/content/328/5982/1164.abstract>
- Calabuig, G., Ortego, J., Cordero, P. J., & Aparicio, J. M. (2008). Causes, consequences and mechanisms of breeding dispersal in the colonial lesser kestrel, *Falco naumanni*. *Animal Behaviour*, 76(6), 1989-1996. <http://doi.org/10.1016/j.anbehav.2008.08.019>
- Campos, F., & Esteban, L. (1993). Reproducción del Mirlo acuático (*Cinclus cinclus*) en Navarra. *Anuario Ornitológico de Navarra*, 94, 8-16.
- Campos, F., Gutiérrez-Corcheró, F., López-Fidalgo, J., & Hernández, M. Á. (2005). Un nuevo criterio para sexar mirlos acuáticos (*Cinclus cinclus*) en la Península Ibérica. *Revista Catalana D'ornitologia*, 21, 43-46.
- Campos, F., Hernández, M. Á., Arizaga, J., Santamaría, T., & Corrales, L. (2010). The White-throated Dipper *Cinclus cinclus* subspecies in Spain. *Ringing & Migration*, 25(1), 3-6.
- Chovanec, A., Hofer, R., & Schiemer, F. (2003). Chapter 18 Fish as bioindicators. In A. M. B. and H. G. Z. B. T.-T. M. and other C. in the E. B.A. Markert (Ed.), *Bioindicators & Biomonitoring Principles, Concepts and Applications* (Vol. Volume 6, pp. 639-676). Elsevier. <http://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0927->

[5215\(03\)80148-0](#)

- Clobert, J., & Editado, J. C. (2001). *Dispersal*. New York: Oxford University.
- Cramp, S., & Perrins, C. M. (1993). *Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa: The Birds of the Western Palearctic*. Oxford University Press. Retrieved from <https://books.google.es/books?id=nPo5AQAAIAAJ>
- Danchin, E., & Cam, E. (2002). Can non-breeding be a cost of breeding dispersal? *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 51(2), 153-163.
- Diamond, A., & Fillion, F. (Eds.). (1987). *The Value of Birds, ICBP Tech. Publ. 6*. Cambridge, England: Birdlife International.
- Dickinson, J. L., Shirk, J., Bonter, D., Bonney, R., Crain, R. L., Martin, J., ... Purcell, K. (2012). The current state of citizen science as a tool for ecological research and public engagement. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 10(6), 291-297.
- Dunnet, G. (1991). Long-term studies of birds. *Ibis*, 133(s1), 1-2.
- Efteland, S., & Kyllingstad, K. (1984). Nesting success in a SW-Norwegian dipper *Cinclus cinclus* population. *Fauna Norvegica, SER. C.*, 7(1), 7-11.
- Ehrlén, J., & Morris, W. F. (2015). Predicting changes in the distribution and abundance of species under environmental change. *Ecology Letters*, 18(3), 303-314.
- Esteban, L., Campos, F., & Ariño, A. H. (2000). Biometrics amongst Dippers *Cinclus cinclus* in the north of Spain. *Ringing & Migration*, 20(1), 9-14.
- Fiske, I., & Chandler, R. (2011). Unmarked: an R package for fitting hierarchical models of wildlife occurrence and abundance. *Journal of Statistical Software*, 43(10), 1-23.
- Forero, M. G., Donazar, J. A., Blas, J., & Hiraldo, F. (1999). Causes and consequences of territory change and breeding dispersal distance in the black kite. *Ecology*, 80(4), 1298-1310.
- Flower, R. J., & Battarbee, R. W. (1983). Diatom evidence for recent acidification of two Scottish lochs. *Nature*, 305, 130. Retrieved from <http://dx.doi.org/10.1038/305130a0>
- Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., ... Snyder, P. K. (2005). Global Consequences of Land Use. *Science*, 309(5734), 570 LP-574. Retrieved from <http://science.sciencemag.org/content/309/5734/570.abstract>
- Furness, R. W., & Greenwood, J. J. D. (1993). *Birds as Monitors of Environmental Change*. (null, Ed.) (Vol. null).
- Galarza, A. (1997). *Distribución espacio-temporal de la avifauna en el País Vasco* (Tesis Doctoral). Universidad del País Vasco. Bilbao.
- Godfray, H. C. J., & Hassell, M. P. (1992). Long time series reveal density dependence. *Nature*, 359(6397), 673-674.
- Goldsmith, B. (1991). Vegetation monitoring. *Monitoring for Conservation and Ecology*. Chapman and Hall, London, 77-86.
- Greenwood, P. J. (1980). Mating systems, philopatry and dispersal in birds and mammals. *Animal Behaviour*, 28(4), 1140-1162.
- Greenwood, P. J., & Harvey, P. H. (1982). The natal and breeding dispersal of birds. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 13(1), 1-21.
- Greenwood, P. J., Harvey, P. H., & Perrins, C. M. (1979). The role of dispersal in the great tit (*Parus major*): the causes, consequences and heritability of natal dispersal. *The Journal of Animal Ecology*, 123-142.



- Guillera-Aroita, G., & Lahoz-Monfort, J. J. (2012). Designing studies to detect differences in species occupancy: power analysis under imperfect detection. *Methods in Ecology and Evolution*, 3(5), 860–869.
- Hernández, M. Á., Campos, F., Santamaría, T., Corrales, L., Rojo, M. A., & Dias, S. (2013). Genetic Differences Among Iberian White-Throated Dipper *Cinclus cinclus* Populations Based on the Cytochrome b Sequence: Diferencias genéticas entre poblaciones ibéricas de mirlo acuático *Cinclus Cinclus* según secuencia del citocromo b. *Ardeola*, 59(1), 111–122.
- Hernández, M. A., Campos, F., Santamaría, T., Rojo, M. A., & Dias, S. (2016). Is isolation by distance the cause of the genetic structure of the Iberian white-throated dipper populations? *Journal of Zoology*, 299(1), 27–36.
- Hormaechea, J., & Martínez, J. (1997). Distribución y reproducción del Mirlo acuático (*Cinclus cinclus*) en el territorio histórico de Bizkaia" Primeras Jornadas Ornitológicas Cantábricas. Aviles. Retrieved from [http://www.euskadi.eus/contenidos/documentacion/mirlo\\_acuatico/eu\\_doc/adjuntos/documento.pdf](http://www.euskadi.eus/contenidos/documentacion/mirlo_acuatico/eu_doc/adjuntos/documento.pdf)
- Instituto Geográfico Vasco-Euskal Geografi Elkarte. INGEBA. (n.d.). Retrieved from [ November 26, 2017], [www.ingeba.org](http://www.ingeba.org)
- Inwards, R. (1869). *Weather Lore*. London: W.Tweedie.
- Knouft, J. H., & Ficklin, D. L. (2016). The Potential Impacts of Climate Change on Biodiversity in Flowing Freshwater Systems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. <http://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110316-022803>
- Johnson, M. L., & Gaines, M. S. (1990). Evolution of Dispersal: Theoretical Models and Empirical Tests Using Birds and Mammals. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 21(1), 449–480.
- Landres, P. B., Verner, J., & Thomas, J. W. (1988). Ecological Uses of Vertebrate Indicator Species: A Critique. *Conservation Biology*, 2(4), 316–328.
- Lanius. (2006). *Estado de la biodiversidad fluvial de Bizkaia*. Evolución de sus poblaciones de Mirlo acuático 2006-07. Bilbao. Recuperado de [http://www.euskadi.eus/contenidos/documentacion/mirlo\\_acuatico/eu\\_doc/adjuntos/documento.pdf](http://www.euskadi.eus/contenidos/documentacion/mirlo_acuatico/eu_doc/adjuntos/documento.pdf)
- Loidi Arregui, J. (1987). El País Vasco. In M. Peinado Lorca & S. Rivas-Martínez (Eds.), *La Vegetación de España* (pp. 47–75). Madrid: Universidad de Alcalá de Henares.
- Likens, G. E. (1989). *Long-term studies in ecology*. New York: Springer.
- Martí, R., & Del Moral, J. C. (2003). *Atlas de la aves reproductoras de España*. Ministerio de Medio Ambiente, Dirección General de Conservación de la Naturaleza; Sociedad Española de Ornitología (SEO/BirdLife).
- Montevicchi, W. A., & Tuck, L. M. (1987). *Newfoundland birds: exploitation, study, conservation*. Cambridge, U.S.A.: Nuttall Ornithological Club.
- Moore, W. S., & Dolbeer, R. A. (1989). The use of banding recovery data to estimate dispersal rates and gene flow in avian species: case studies in the red-winged blackbird and common grackle. *The Condor*. <http://doi.org/10.2307/1368301>
- Moreno-Rueda, G. (2009). Mirlo acuático – *Cinclus cinclus*. En: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Salvador, A. (Ed.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>
- Moriarty, G. (1988). Ecotoxicology: the study of pollutants in ecosystems, academic. *San Diego, California*.
- Munné, A., Prat, N., Solà, C., Bonada, N., & Rieradevall, M. (2003). A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 13(2), 147–163.

- Newton, I. (1998). *Population Limitation in Birds* (1st Editio). New York: Academic Press.
- Noss, R. F. (1999). Assessing and monitoring forest biodiversity: A suggested framework and indicators. *Forest Ecology and Management*. [http://doi.org/10.1016/S0378-1127\(98\)00394-6](http://doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00394-6)
- Ormerod, S. J., & Tyler, S. J. (1990). Environmental pollutants in the eggs of Welsh Dipper; *Cinclus cinclus*: a potential monitor of organochlorine and mercury contamination in upland rivers. *Bird Study*, 37(3), 171–176.
- Ormerod, S. J., O'Halloran, J., Gribbin, S. D., & Tyler, S. J. (1991). The Ecology of Dippers *Cinclus cinclus* in Relation to Stream Acidity in Upland Wales: Breeding Performance, Calcium Physiology and Nestling Growth. *Journal of Applied Ecology*, 28(2), 419–433.
- Ormerod, S. J., & Tyler, S. J. (1993). Birds as indicators of changes in water quality. In *Birds as Monitors of Environmental change* (pp. 179–216). Springer.
- Ormerod, S. J., & Tyler, S. J. (1991). Exploitation of prey by a river bird, the dipper *Cinclus cinclus* (L.), along acidic and circumneutral streams in upland Wales. *Freshwater Biology*, 11, 105–116. Retrieved from <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1365-2427.1991.tb00477.x/abstract>
- Payne, R. B., & Payne, L. L. (1993). Breeding dispersal in indigo buntings: circumstances and consequences for breeding success and population structure. *Condor*, 1–24.
- Palmer, M. A., & Febria, C. M. (2012). The Heartbeat of Ecosystems. *Science*, 336(6087), 1393 LP-1394. Retrieved from <http://science.sciencemag.org/content/336/6087/1393.abstract>
- Parmesan, C., & Yohe, G. (2003). A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature*, 421, 37.
- Peakall, D. B., Noble, D. G., Elliott, J. E., Somers, J. D., & Erickson, G. (1990). Environmental contaminants in Canadian peregrine falcons, *Falco peregrinus*: A toxicological assesement. *Canadian Field-Naturalist*. *Ottawa ON*, 104(2), 244–254.
- Peris, S., González-Sánchez, N., Carnero, J., Velasco, J., & Masa, A. (1991). Algunos factores que inciden en la densidad y poblacion del mirlo acuatico (*Cinclus cinclus*) en el centro-occidente de la Península Ibérica. *Ardeola*, 38(1), 11–20.
- R Core Team. (2017). R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. Retrieved from <https://www.r-project.org/>
- Regla, M., & Arizaga, J. (2016). Patrones de movimiento del mirlo acuático *Cinclus cinclus* L., 1758 en España: análisis de recapturas. *Munibe Ciencias Naturales*, 64. <http://doi.org/10.21630/mcn.2016.64.02>
- Rojó, M. Á., Campos, F., Hernández, M. Á., Dias, S., Santos, E., Santamaría, T., & Corrales, L. (2013). Prevalence of haematozoan parasites in the White-throated Dipper *Cinclus cinclus* in southern Europe. *Bird Study*, 60(2), 247–256.
- Sala, O. E., Chapin Iii, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., ... Wall16, D. H. (2000). Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Source: Science, New Series*, 287(5459), 1770–1774. <http://doi.org/10.1126/science.287.5459.1770>
- Santamarina, J. (1987). Algunos datos sobre la alimentación del Mirlo Acuático (*Cinclus cinclus*) en la cuenca del río Ulla, Galicia. In *Actas del IV Congreso Español de Limnología* (pp. 281–285).
- Santamarina, J. (1990). Feeding habits of dippers (*Cinclus cinclus*) in rivers of Galicia. *Miscellanea Zoologica*, 14, 207–215.
- Santamarina, J. (1992). Introducción al estudio de las comunidades de vertebrados de los ríos de Galicia: el ejemplo de la cuenca del Ulla. Universidad de Santiago de Compostela.

- Santamarina, J. (1993). Feeding ecology of a vertebrate assemblage inhabiting a stream of NW Spain (Riobo; Ulla basin). *Hydrobiologia*, 252(2), 175–191.
- Sorace, A., Formichetti, P., Boano, A., Andreani, P., Gramegna, C., & Mancini, L. (2002). The presence of a river bird, the dipper, in relation to water quality and biotic indices in central Italy. *Environmental Pollution*. [http://doi.org/10.1016/S0269-7491\(01\)00237-8](http://doi.org/10.1016/S0269-7491(01)00237-8)
- Shaw, G. (1978). The breeding biology of the Dipper. *Bird Study*, 25(3), 149–160.
- Shirk, J. L., Ballard, H. L., Wilderman, C. C., Phillips, T., Wiggins, A., Jordan, R., ... Bonney, R. (2012). Public participation in scientific research: A framework for deliberate design. *Ecology and Society*. <http://doi.org/10.5751/ES-04705-170229>
- Spellerberg, I. (2011). *Monitoring Ecological Change*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Steiner, U. K., & Gaston, A. J. (2005). Reproductive consequences of natal dispersal in a highly philopatric seabird. *Behavioral Ecology*, 16(3), 634–639.
- Stenseth, N. C., & Mysterud, A. (2002). Climate, changing phenology, and other life history traits: Nonlinearity and match-mismatch to the environment. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 99(21), 13379–13381. <http://doi.org/10.1073/pnas.212519399>
- Swann, H. K. (1913). *A Dictionary of English and Folk-names of British Birds*. London: Witherby & Co.
- Svensson, L. (1998). *Guía para la Identificación de los Paseriformes Europeos*. Madrid: SEO.
- Tamés Urdiaian, P., Mendiola Gómez, I., & Pérez Olozaga, C. (1991). *Geomorfología y Edafología de Gipuzkoa*. (Diputación Foral de Gipuzkoa, Ed.). San Sebastián: Diputación Foral de Gipuzkoa.
- Thompson, D. W. (1910). *The Works of Aristotle. Vol. IV Historia Animalium*. Oxford: Clarendon Press.
- Tyler, S.J. (2010). *The dippers*. London: A&C Black.
- Tyler, S. J., & Ormerod, S. J. (1992). A review of the likely causal pathways relating the reduced density of breeding dippers *Cinclus cinclus* to the acidification of upland streams. *Environmental Pollution*, 78(1–3), 49–55.
- Villarán, A., Pascual-Parra, J., & Mezquida, E. T. (2001). Diferencias biométricas entre dos poblaciones de Mirlo Acuático (*Cinclus cinclus*) en ambas vertientes de sierras del Sistema Central. *Butlletí Del Grup Català d'Anellament*, 18, 9–16.
- Vincenzi, S. (2014). Extinction risk and eco-evolutionary dynamics in a variable environment with increasing frequency of extreme events. *Journal of the Royal Society Interface*, 11(97), 20140441. <http://doi.org/10.1098/rsif.2014.0441>
- Visser, M. E., & Both, C. (2005). Shifts in phenology due to global climate change: the need for a yardstick. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 272(1581), 2561 LP-2569. Retrieved from <http://rspb.royalsocietypublishing.org/content/272/1581/2561.abstract>
- Walther, G.-R., Post, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C., Beebee, T. J. C., ... Bairlein, F. (2002). Ecological responses to recent climate change. *Nature*, 416(6879), 389–395. Retrieved from <http://www.nature.com/nature/journal/v416/n6879/full/416389a.html>
- White, G. C., & Burnham, K. P. (1999). Program mark: Survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study*. <http://doi.org/10.1080/00063659909477239>
- Wiklund, C. G. (1996). Determinants of dispersal in breeding merlins (*Falco columbarius*). *Ecology*, 77(6), 1920–1927.



# **AGRADECIMIENTOS**



Puente de Ameraun. Leitzaran.



En primer lugar quiero agradecer a mi director Juan Arizaga, no sólo su ayuda con mi tesis sino su amistad; su dirección, paciencia, confianza y comentarios han sido los pilares para realizar esta tesis.

La ayuda de Juan ha sido fundamental para exponer adecuadamente los resultados en artículos científicos de calidad, ayudándome a enfocar este reto de una forma ordenada, estructurada, crítica y objetiva.

Juan Arizaga me ha dado la oportunidad de llevar a cabo este proyecto de doctorado que junto con la ayuda de Jose Ignacio Jauregi, Javier Goikoetxea e Iñaki Aranguren ha sido posible.

Un grupo de amigos dentro y fuera del río.

Jose Ignacio Jauregi, Javier Goiko e Iñaki Aranguren cada uno a su forma y manera que decimos en Castilla, han sabido dar el apoyo necesario para que este proyecto se haya conseguido; este tiempo ha sido un tiempo muy intenso y altamente gratificante.

Junto a Jose Ignacio Jauregi, Javi Goikoetxea e Iñaki Aranguren hemos conocido la geografía de Gipuzkoa y sus maravillosos valles interiores; sin duda alguna ha sido una experiencia para compartir.

Durante estos años he podido disfrutar de un gran grupo de personas en Euskadi con las que he podido, no solo aprender mucho sobre aves, sino también sobre la vida y la amistad.

La ayuda ha variado desde poner redes, portear escaleras, taladrar espacios inaccesibles, colocar redes de niebla en lugares imposibles, colocar cajas nido en un acto de malabarismo, o simplemente su compañía por Latxe, Leitzaran, Urruzuno, Fago, Urumea, Oria, Zelai, Aratz Erreka, Zinats, Altzolaras ...

A Aitor Larrañaga, mi tutor en esta tesis, por su incondicional disposición, así como por su inestimable ayuda al introducir al grupo de ornitólogos de Aranzadi en las técnicas de ecología fluvial.

Estoy en deuda con Beñat y Mateo quienes, realizaron la recolección de los macroinvertebrados.

Josune me ayudó con el enmaquetado, tablas y procesamiento de datos, anillamiento, revisión de cajas nido con una paciencia infinita.

A Juanfran, Asier Aldalur, Maite Laso, Alfredo Herrero, Ariñe Crespo y Agurtzane Iraeta, anilladores de Aranzadi por su total y continua disposición.

A la gente de Zarautz; Txomin Teja y JoseRo quienes en el invierno del 2014 nos ayudaron con las cajas nidos recorriendo Altsolaras, Urola, Narrondo, Aranz Erreka, Regil y sus regatas.

A Santi Fernández de Piérola quien en el mismo invierno se acercó desde Valladolid para colocar cajas en la parte alta del Urola.

Mi sobrina y ahijada Paula Sánchez realizó innumerables dibujos con distintas técnicas para iluminar esta tesis. Gracias Paula.

Agradecer a Daniel Alonso junto con Juan Arizaga por introducirme en el mundo del anillamiento, alcanzando un objetivo personal.

A mi padres y su pasión por los espacios abiertos; ellos nos despertaron la pasión por los ríos de aguas claras en el Yeltes, en Retortillo; lugares y espacios por los que hoy luchamos para evitar que se lleve a cabo la sinrazón que está en marcha.

Joxean Isasi, Arrona Hermanos y la Diputación de Gipuzkoa nos dieron las facilidades para las cajas nido.

Mi profundo agradecimiento por la ayuda recibida desde Aranzadi, Javier Rodriguez, Lourdes y Jaione.

A Paco Heras desde la Oficina Española de Cambio Climático en Madrid por su apoyo en el enfoque de los cambios que se nos avecinan.

Además mi reconocimiento a todas las entidades que han proporcionado datos y apoyo para este proyecto: Diputación de Gipuzkoa, Gobierno Vasco, Ura, ...

A UPV/EHU por las facilidades que me han prestado, Arturo Elosegui, ...

**Y por último a ARANZADI.**

iiiiii Fue un placer compartir este tiempo con todos vosotros!!!!!!



# **COMPENDIO DE ARTÍCULOS - CAPÍTULOS**



Puente del camino Mustar-Ameraun, detrás del acueducto. Leizaran.



# ***CAPÍTULO 1***

## **Artículo 1**

### **Optimal sampling design to survey riparian bird populations with low detection probability**

Juan Arizaga, José M. Sánchez, Frank D'Amico.

(Manuscrito en revisión)





# Optimal sampling design to survey riparian bird populations with low detection probability.

Juan Arizaga<sup>1\*</sup>, José M. Sánchez<sup>1</sup>, Frank D'Amico<sup>2</sup>.

<sup>1</sup>Department of Ornithology, Aranzadi Sciences Society, Zorroagaina 11, 20014 Donostia, Spain.

<sup>2</sup>CNRS/Univ. Pau & Pays Adour, Laboratory of Mathematics and their Applications of Pau, UMR 5142, 64600 Anglet, France

\*Corresponding author: jarizaga@aranzadi.eus

## ABSTRACT

Linear censusing is a widely used technique to determine bird densities in riparian ecosystems, although it cannot be always properly executed. Alternatively, occupancy models based on fixed sampling points are useful to monitor different aspects of riparian bird populations as well. The aim of the present article is to assess the census efficiency for river birds using occupancy models in contexts of impaired visibility owing to dense vegetation along the banks. The context is to establish a proper survey design for a long-term monitoring citizen-based program of a white-throated dipper (*Cinclus cinclus*) population. Specifically, we tested whether increasing sampling periods within each survey unit (point) at occupancy models would result in increasing detection probability values. A strength of our study was to first select the survey sites using a recent advanced probabilistic approach (here GRTS) providing, among other major interests, a spatially balanced geographic coverage. We then used two approaches in order to identify the "best" design for dippers along forested river stretches: classical minimizing approach derived from standard single-season site occupancy modeling and exploratory power analysis. With a detection probability of 0.26 (i.e. much lower than in previous studies), a design with 60 sites surveyed 10 minutes 6 times a year would be the option to survey Dippers in forested habitats if an acceptable power is required.

## KEYWORDS

GRTS; power analysis; site-occupancy models; spatially balanced survey design; white-throated dipper (*Cinclus cinclus*).

## INTRODUCTION

The implementation of accurate sampling methods is crucial for a proper estimation of the occurrence and population size of a certain species in an area and its potential long-term evolution (Bibby *et al.*, 2000). At the same time, however, reducing the sampling effort to an "optimal minimum" is desirable, especially in long-term monitoring programs where there is no possibility to invest huge amounts of money and human-resources, as happens in many citizen-science based surveys (Devictor *et al.*, 2010; Jiguet *et al.*, 2012). Therefore, a balance between high accuracy and low sampling effort is a recurrent must during the design of long-term monitoring programs. Good environmental monitoring and decision making relies, among several other characteristics, on formulating good questions as well as strong partnerships between different actors including scientists, policy-makers and managers (Lindenmayer & Likens, 2010) to which we can add the need to gather unbiased, accurate and informative data from field surveys or, said otherwise, a good survey design (Legg & Nagy, 2006). Spatially balanced sampling is becoming a popular design for surveys in biological and environmental management because such design ensures acceptable spatial coverage resulting in a satisfactory representativeness of the population of interest (Brown *et al.*, 2015).

Linear censusing is a widely used technique to determine bird densities in riparian ecosystems (Vaughan *et al.*, 2007). However, a relatively good,

high visibility is inherent to this method (e.g., Peris *et al.*, 1991). When the river banks are covered by dense foliage and/or the observer is forced to wade along the river since there is no possibility to walk along the bank, a linear census could turn into utopia. Alternatively, occupancy models based on fixed sampling points have been proved to be very useful to monitor different aspects of riparian bird populations (Ormerod *et al.*, 1986; D'Amico & Hemery, 2003; Charbonnel *et al.*, 2014). Overall, these models allow estimating jointly the probability of detection ( $p$ ) and the probability of occupation ( $\psi$ ) (MacKenzie *et al.*, 2003). The estimation of  $\psi$  and its change over time is useful to assess parameters such as long-term population trends, colonization and local extinction rates (MacKenzie *et al.*, 2003).

The white-throated dipper *Cinclus cinclus* (hereafter, dipper) is a specialized Palaearctic riparian songbird breeding in well-preserved freshwater streams (Tyler & Ormerod, 1994). Previous works based on occupancy models (D'Amico, unpublished) and linear censusing techniques reported that 3 visits were sufficient to detect all the dipper pairs that could be breeding in a given river stretch, and even 2 visits would enable  $p$  values >95% (D'Amico & Hemery, 2003). However, these tests were carried out in a zone with rivers having bare banks, with no or just low tree densities, which increases bird detection probability. The application of this method to other areas might be interesting to implement long-term dipper population monitoring programs, which is of conservation interest in a species of concern in

some European Member States (Tucker & Heath, 2004), including Spain. Without a proper test, especially in areas with dense riparian vegetation, a direct implementation of the method may be erroneous. As clearly stated already (Mackenzie & Royle, 2005; Guillera-Arroita *et al.*, 2010), the design of an occupancy survey should ideally start with clear statements of the project requirements both in terms of the quality of estimators (e.g. maximum authorized variance) and total survey effort available. Optimal design can be built to alternatively (1) maximize the quality (performance) of estimators or (2) minimize the effort engaged. In the context of our study we aimed at lowering the effort made (given however a quality threshold of moderate intensity). Moreover, especially when the survey is built on a long-term basis to assess temporal trends in occupancy status (dynamic site-occupancy modeling - see (dynamic site-occupancy modeling - see Royle & Kéry, 2007; McKann *et al.*, 2013), the aim of detecting potential variation in the spatial and temporal occupancy estimation cannot be ignored (Guillera-Arroita & Lahoz-Monfort, 2012).

The aim of the present article is to assess the census efficiency for river birds using occupancy models in contexts of impaired visibility owing to dense vegetation along the banks. Our test thus contributes to the implementation of this type of models to potentially monitor any riparian species of birds when there is poor visibility (i.e. low detectability), focusing on having a good balance between reaching estimators as accurate as possible, although investing a moderate sampling

effort. Specifically, we tested whether increasing sampling periods within each survey unit (point) at occupancy models would result in increasing  $p$  values (a topic seldom addressed even in papers specifically dealing with components affecting detection probabilities; Fletcher & Hutto, 2006; Schmidt *et al.*, 2013), which would allow to reduce the number of sampling points significantly. Additionally, we also tested which factors could be potentially shaping the species' distribution within the study region.

## **MATERIAL AND METHODS**

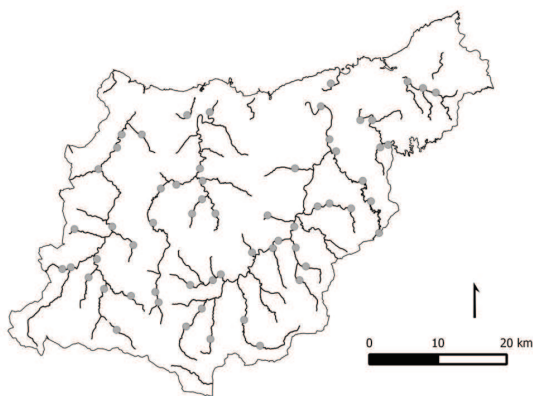
### ***Study area and data collection***

This study was carried out in the province of Gipuzkoa, North of Spain. Extended within an area of ca. 1980 km<sup>2</sup>, the altitude of Gipuzkoa ranges from 0 to 1550 m above the sea level and the mean annual precipitation (mostly as rainfall) is close to 1500 mm. The main rivers of Gipuzkoa flow across a south-north axis into the bay of Biscay, whilst, overall, their subsidiaries flow across an east-west or west-east axis (Fig. 1). The main rivers have a mean length slightly higher than 50 km and the mean flow is 12 m<sup>3</sup>/s (source: Gipuzkoa Administration; [www.gipuzkoa.eus](http://www.gipuzkoa.eus)). The dipper breeds in the upper zones of these rivers and mostly in the subsidiary rivers and brooks that flow into them (Aierbe *et al.*, 2001). Generally, banks of these rivers, especially when the dipper breeds, are covered by dense riparian vegetation.

Field work was carried out in 2015 and 2016. Sampling points were set following the occupancy

survey design procedure described in the literature and using the software tool SODA (Single-season Occupancy study Design Assistant) to search a suitable design (Guillera-Arroita *et al.*, 2010). To use SODA tool, initial (tentative) values for the parameters (here  $\psi$  and  $p$ ) to be assessed are required. These parameters can be derived from results of a pilot study or studies carried out for the same or similar species in comparable circumstances or on expert opinion. In our case we used as reference values those obtained in previous publications (D'Amico & Hemery, 2003) on the same species in a nearby region within the Pyrenees, where  $p$  is high. According to this simulation (for details see supplementary material), a combination of 60 points with 6 visits at each point was found to be an optimal design to survey the dipper occurrence along Gipuzkoa rivers.

**Fig. 1.** The province of Gipuzkoa and its main rivers and first-order subsidiaries. The dots are the 60 randomly and spatially balanced GRTS survey points (see text for details on site selection procedure).



For the breeding period of 2015, we conducted 6 visits (one per fortnight) from March to May at each sampling site. Within each site, the observer remained on the shore still and noted the presence

of dipper individuals during a period of 10 min. Only adult birds were considered for the analyses as we were interested in estimating parameters relative to the breeding population and not on birds that might be in dispersal processes (as could be in some first-year birds that might be already seen in May). The visits at each site were carried out during the morning, almost always within a period of 2 h starting at dawn, when the birds are more active.

In 2016, we repeated this sampling protocol only in 10 sites where the species had been detected in 2015. However, in this case we extended the sampling survey to a period of 20 min. This decision was taken due to the aim of testing protocols helping to reduce the total survey effort (either the number of sampling points either the number of visits or both), which might facilitate the implementation of the species survey network on a long-term basis, in the context of citizen science involvement.

Apart from the bird survey itself, we recorded for each site the following variables: (1) river flow width; (2) QBR index; (3) presence of a bridge (within a transect of  $\pm 1$  km up and down from each survey site); (4) presence of an artificial nest-box (within a transect of  $\pm 1$  km); (5) presence of an artificial channel -to take water from the river and generate electric power- parallel to river; (6) presence of a dam and (7) height of the dam. The QBR index is used to assess the quality of riparian forest vegetation in rivers (Munné *et al.*, 2003). It ranges from 0 to 1, and its calculation is based on



the vegetation cover along the river banks (Munne *et al.*, 2003). We considered a length of  $\pm 1$  km as this length is likely to be representative of the length of a dipper territory within our study area (J. Arizaga, unpubl. data).

Thus, we determined 60 randomly spatially balanced points (sites) situated all along the main and first-order subsidiary rivers of Gipuzkoa (Fig. 1). Reservoirs and the low part, tide-influenced river stretches close to their mouth were removed from this analysis. Among the numerous methods of spatially balanced survey designs (Wang *et al.*, 2012), one of the most broadly used is Generalized Random Tessellation Stratified sampling (GRTS), developed by Stevens and Olsen (2004). Briefly, in this design an invertible mapping technique is used to transform and generate a systematic sample along a one-dimensional linear representation where points are selected using Brewer and Hanif's method (1983) before mapping back the resulting spatially-balanced sampling points in the two-dimensional original space. Survey sites were drawn using the command "grts" in the R package "spsurvey" (Kincaid & Olsen, 2015), which selects a sample using a GRTS survey design and offers several options such as provisioning for an oversample.

### **Statistical models**

Using data on the presence and absence (or better stated: non detection) of dippers (codified as 1 or 0, respectively), we calculated the probability of detection ( $p$ ) and the probability of occupation ( $\psi$ ) separately. The function *occu* in the R-package

"unmarked" (Fiske & Chandler, 2011) was used to obtain maximum likelihood estimates (MLE) of the two parameters ( $\psi$  and  $p$ ).

Different models with increasing complexity in terms of covariates (with either a linear or quadratic effect to allow for possibly non-monotonic relationships) were considered. Model selection procedure started by fitting a first model with constant parameters [ $\psi$ ,  $p$ ], and this was compared with another with time-dependence on  $p$  [ $\psi$ ,  $p(t)$ ]. Then the linear and quadratic effects of selected covariates were successively added to  $\psi$  and  $p$ . We kept the detection model structure that was best in terms of AIC and went on to model those parameters best describing  $\psi$  dynamics. We fitted models of increasing complexity eventually integrating interactions. For sake of feasibility, within each model component we introduced covariates in a fixed sequence and on identifying a preferred model, all possible single-term deletions were tried in a backwards stepwise fashion (Kéry *et al.*, 2013). Overall, 432 alternative models were tested.

Model selection was carried out using the Akaike values (AIC) (Burnham & Anderson, 1998). Models with a  $\Delta AICc < 2$  were considered to fit to the data equally well, and those for which the difference was  $> 2$  were considered to fit to the data less well (Burnham & Anderson, 1998). Model averaging was carried out in order to obtain consensus parameter estimates. We only averaged models having an  $\Delta AICc < 2$  from the top model using the

the function *modavg* in the package "AICcmodavg" (Mazerolle, 2012).

To conduct goodness of fit tests the function *parboot* in "unmarked" R package providing generic parametric bootstrapping was used. It simulates data from the fitted model and returns a *t*-statistic (here the Pearson's  $\chi^2$ ).

After that, and using the data collected in 2016, we re-ran the first model (for details see Results) in order to test for the extent at which *p* improved after increasing the survey period per visit and to evaluate to what extent the number of survey points may decrease in order to facilitate the implementation of a species survey network long-term at a regional scale level. Given the new values of  $\psi$  and *p*, we then re-ran the software tool SODA to see whether the number of sampling points and the number of visits per season, assuming a suitable spatially balanced design, may be reduced.

To explore associated design trade-offs (i.e. discuss which option between decreasing the number of replicate temporal surveys or decreasing the number of sites to survey) we used tools for conducting power analysis in studies aimed at detecting occupancy differences under imperfect detection (Guillera-Arroita & Lahoz-Monfort, 2012). The power of a statistical test is the probability of detecting an effect, given there is an effect of a given intensity. A significance level commonly chosen in statistical tests is 0.05 ( $\alpha = 0.05$ ), and in terms of power, levels around 0.8 are often used. In this study, we use two values for alpha ( $\alpha = 0.05$  and  $\alpha = 0.10$ ) because, in practice,  $\alpha$ -values may

reflect the relative seriousness of Type I and II errors (Guillera-Arroita & Lahoz-Monfort, 2012). Their formula in closed form conveniently allows determining the sample size required was used to detect a difference in occupancy with a power of 0.8, under the constraining condition of asymptotic approximations and under two scenarios: *R* stands for the proportional difference in occupancy from *t* to *t*+1, so that  $\psi_{t+1} = \psi_t \times (1-R)$ , with  $R > 0$  representing a decline and  $R < 0$  an increase.

## RESULTS

From 57 sampling points surveyed in total (3 points were rejected due to the lack of data on the QBR index), we detected the presence of dippers in 26 points (45.6%). Overall, we did not find significant differences between the factors associated with habitat quality in zones with and without detected dippers (Table 1), indicating a rather uniform environment between survey points.

Using the data from 2015, we kept 10 models that fitted to the data equally well (Table 2). These models considered either constant  $\psi$  (models 2, 3, 4 and 7) or an effect of river width (models 1, 5, 6, 8, 9 and 10), and to a weaker extent presence of a bridge (model 8) or a dam (model 9) or QBR (model 10) on  $\psi$ . For *p*, models considered either constant *p* (models 1, 2, 5, 6, 8, 9 and 10) or a linear effect (model 3) or quadratic effect of river width on *p* (model 4). Other models were ranked in a lower position hence are not included in Table 2. There was not time effect in any of the models 1 to 10.

**Table 1.** Environmental characteristics of the sites where the dipper was and was not detected.

Variable	Undetected	Detected	Test	P
Presence of a bridge	97.0%	100%	$\chi^2 = 0.771$	0.999
Presence of a dam	18.2%	24.0%	$\chi^2 = 0.293$	0.745
Presence of a nest-box	21.2%	24.0%	$\chi^2 = 0.064$	0.999
Presence of a channel	9.0%	12.0%	$\chi^2 = 0.130$	0.999
Mean river width ( $\pm$ SE)	14.0 $\pm$ 2.0 m	11.0 $\pm$ 1.6 m	$t = 1.176$	0.245
Mean QBR ( $\pm$ SE)	58.8 $\pm$ 4.8	58.8 $\pm$ 6.5	$t = 0.277$	0.995

**Table 2.** Best-ranked occupancy models used to assess  $\psi$  (occupation probability) and  $p$  (detection probability) of dippers sampled on 60 points in rivers from Gipuzkoa in 2015. Models have been ranked according to their Akaike value (AIC). Abbreviations: np, number of parameters,  $\Delta$ AIC, difference of AIC in relation to the top model; CW, cumulative AIC weight; w1, linear effect of river width; w2, quadratic effect of river width; d, dam; b, bridge; q, QBR index.

Model	np	AIC	$\Delta$ AIC	AIC weight	CW
1. $\psi(w^2), p$	3	244.98	0.00	0.164	0.16
2. $\psi, p$	2	245.64	0.66	0.118	0.28
3. $\psi, p(w^1)$	3	245.72	0.74	0.113	0.40
4. $\psi, p(w^2)$	3	245.95	0.97	0.101	0.50
5. $\psi(w^1), p$	3	245.98	1.00	0.100	0.60
6. $\psi(w^1+w^2), p$	4	246.02	1.04	0.098	0.69
7. $\psi, p(d)$	3	246.42	1.43	0.080	0.77
8. $\psi(w^2+b), p$	4	246.42	1.44	0.080	0.85
9. $\psi(w^2+d), p$	4	246.54	1.56	0.075	0.93
10. $\psi(w^2+q), p$	4	246.68	1.70	0.070	1.00

**Table 3.** B-parameter estimates ( $\pm$ SE, P values in parenthesis) obtained from models 1-10 from Table 2.

Abbreviations: w1, linear effect of river width; w2, quadratic effect of river width; d, dam; b, bridge; q, QBR index.

Models	w <sup>1</sup>	w <sup>2</sup>	d	b	q
<b>Effects on <math>\psi</math></b>					
Model 1		+0.001 $\pm$ 0.001 (0.138)			
Model 5	-0.048 $\pm$ 0.038 (0.208)				
Model 6	-0.048 $\pm$ 0.038 (0.208)	-0.006 $\pm$ 0.004 (0.142)			
Model 8		-0.002 $\pm$ 0.001 (0.156)		+3.127 $\pm$ 7.377 (0.672)	
Model 9		-0.002 $\pm$ 0.001 (0.136)	+0.553 $\pm$ 0.848 (0.514)		
Model 10		-0.002 $\pm$ 0.001 (0.131)			-0.006 $\pm$ 0.011 (0.568)
<b>Effects on <math>p</math></b>					
Model 3	-0.041 $\pm$ 0.028 (0.151)				
Model 4		-0.001 $\pm$ 0.001 (0.236)			
Model 7			+0.515 $\pm$ 0.463 (0.265)		

Regarding  $\psi$ , it is relevant to note that models assuming constant  $\psi$  were included within the top-ten best models, suggesting a weak, statistically marginal effect of river width, presence of a bridge or a dam on  $\psi$ . Indeed, a detailed look at the  $B$ -parameters obtained in these models show that their effect was non-significant (Table 3). In line with this result, we observed a rather high over-dispersion ( $\hat{c} > 2$ ) of the data and lack of fit to the models, suggesting that the null (constant) model was as good as other models which considered an effect of a variable number of factors on  $\psi$  (Table 4).

**Table 4.** Goodness of fit tests and dispersion of the data ( $\hat{c}$ ) of the best top-ranked models from Table 2. Abbreviations as in Table 2.

Models	$\chi^2$	$P$	$\hat{c}$
1. $\psi(w^2), p$	572.9065	0.01	2.7944
2. $\psi, p$	645.5531	<0.01	3.3457
3. $\psi, p(w^1)$	454.9843	0.04	2.356
4. $\psi, p(w^2)$	488.2224	<0.01	2.7976
5. $\psi(w^1), p$	579.3771	0.01	3.0436
6. $\psi(w^1+w^2), p$	505.3441	0.01	2.7265
7. $\psi, p(d)$	922.9974	<0.01	5.3597
8. $\psi(w^2+b), p$	565.3072	<0.01	3.1338
9. $\psi(w^2+d), p$	588.7315	<0.01	3.3348
10. $\psi(w^2+q), p$	591.7540	0.01	3.1938

Regarding  $p$ , we observed that  $p$  values were influenced by the river width either via a linear or a quadratic effect, as shown in Fig. 2. However, a detailed look at the  $B$ -parameters showed that the effect was, again, weak, since the model assuming constant  $p$  (assessed to be  $0.264 \pm 0.045$ ) fitted to the data equally well.

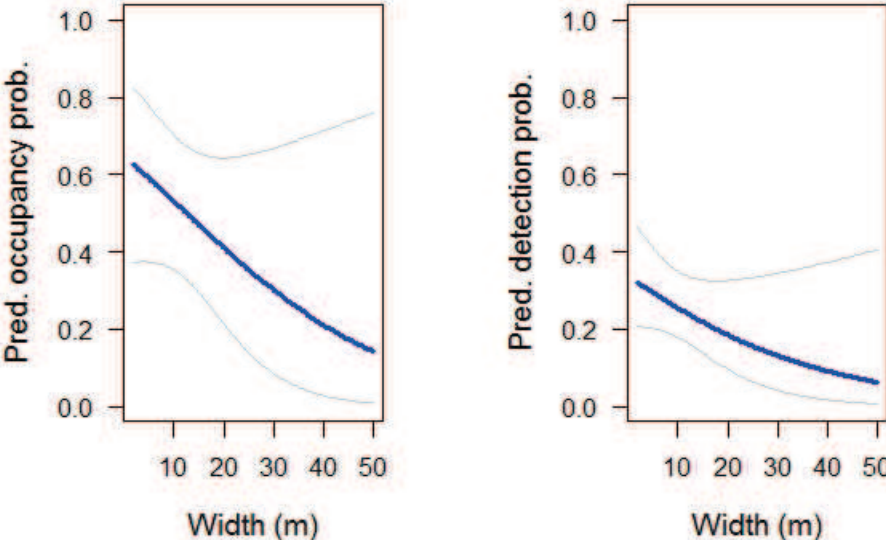
Model averaged estimates resulted in a mean  $\psi = 0.512$  (CI = 0.147-0.865), and a mean  $p = 0.273$  (CI = 0.194-0.370). Those values from the survey made in 2015 at hand, we computed them in an *a posteriori* analysis to check what should have been the optimal survey design; assuming, as initially, a quality (variance) threshold of 0.056, and a total survey effort of 360, the assistant SODA proposed no optimal design but the following alternative suggested designs: (1)  $K = 6$  replicates,  $S = 60$  sites (variance= 0.007), or (2)  $K = 7$  replicates,  $S = 51$  sites (variance= 0.0069).

Considering the data from 2016, we obtained evidence supporting constant values of  $\psi$  and  $p$  (AIC = 78.79). The survey in 2016, based on a 20-minutes survey effort (compared to 10 minutes in 2015), showed that doubling the survey effort almost doubled  $p$  ( $p = 0.518$ , CI = 0.387-0.647). Under this condition, the total survey effort became 180 (360/2); still keeping a quality threshold of 0.006 (variance), there is still no optimal design as reported by SODA, but an alternative suggested design of  $K = 3$  replicates,  $S = 60$  sites (providing an associated simulated variance of 0.006).

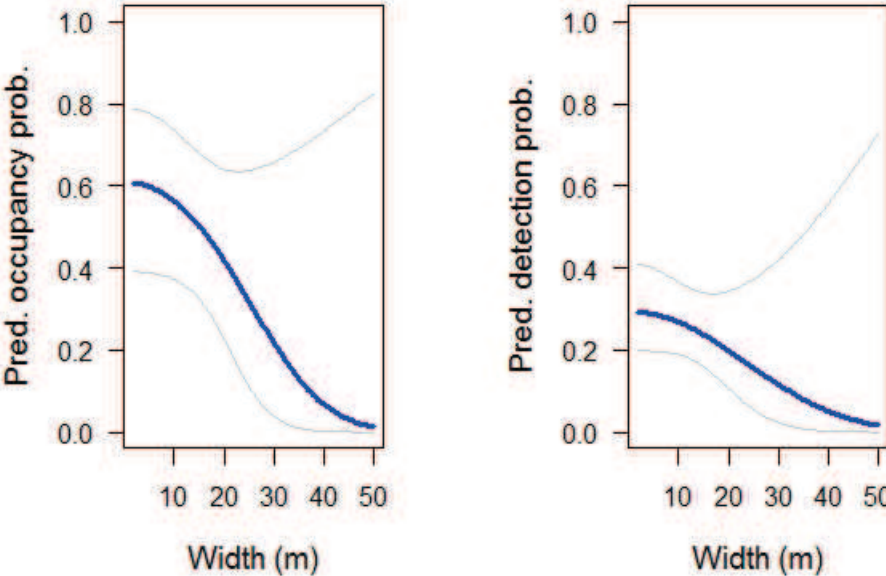
Increasing the number of sites surveyed had positive influence on performance (Fig. 3): a survey of 20 minutes allowed us to minimize simulated positive bias well below a value of 0.01. As for the bias, a tremendous decrease of variance is observed with an increasing survey effort, and again the effect is much stronger when considering a 20-minute survey (Fig. 3).

**Figure 2.** Relationship between occupancy (predicted occupancy probability - left) and detection (predicted detection probability -right) and river width (a- linear effect, b- quadratic effect) for the dipper in Gipuzkoa in 2015. The grey lines show the 95% CIs.

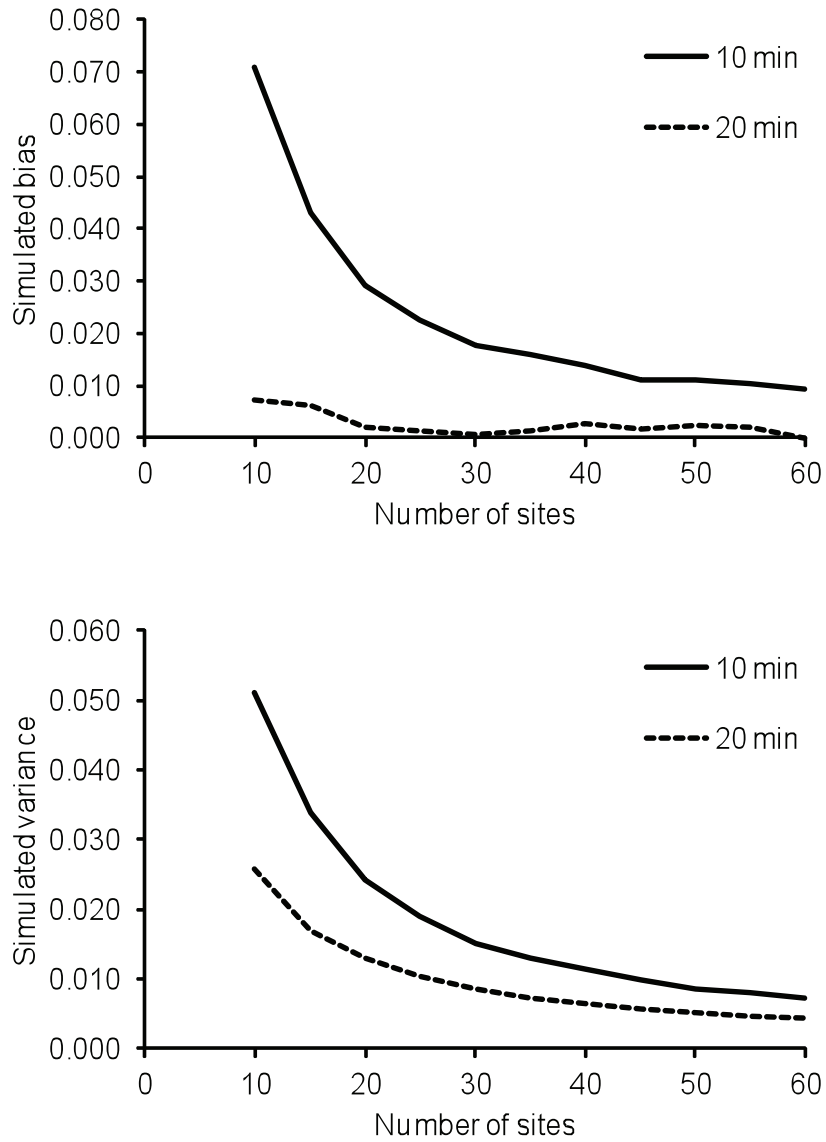
a) linear effect



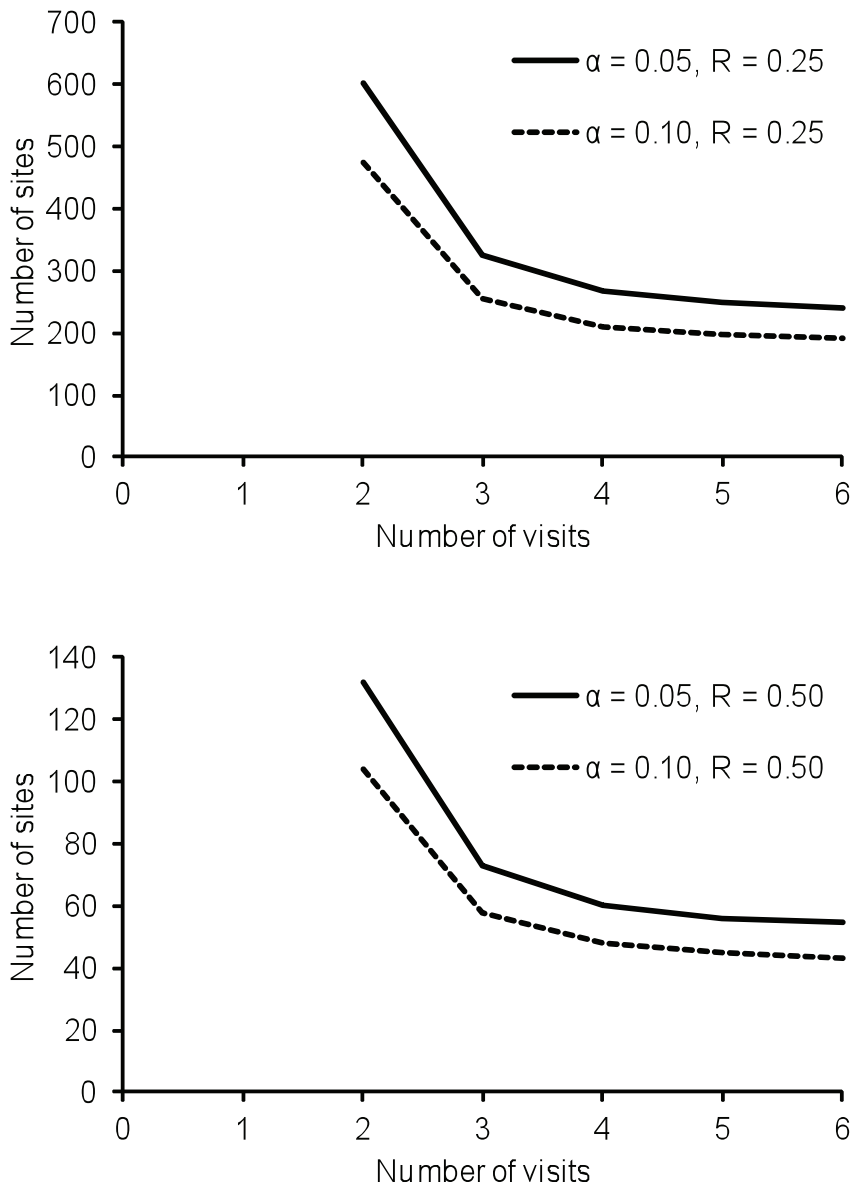
b) quadratic effect



**Figure 3.** Simulated effects of decreasing the number of survey sites on model performance in relation to sampling time per site and day (10 or 20 minutes). Above: effects on bias; Below: effects on variance. Total number of visits kept constant ( $K = 6$  visits).



**Figure 4.** Number of requested sampling sites ( $S$ ) to reach a power of 0.8 to detect either moderate ( $R = 0.25$ ) or strong ( $R = 0.50$ ) occupancy declines considering a variable number of survey visits ( $K$ ) as well as significance levels of  $\alpha = 0.05$  or  $0.010$ . Initial occupancy for Dippers was assumed to be  $\psi = 0.51$  and detection probability was  $p = 0.52$  (as found for surveys lasting 20 min in 2016). A varying scale is used for the y-axis to allow detailed comparison.





It is noteworthy to state that MSE values (data not shown) are equal to variance values when surveys last for 20 minutes but differ somewhat when surveys last for 10 minutes, indicating that asymptotic conditions are only met under the larger effort of 20 minutes. Given the logistical constraints (maximum number of sites = 60), it would be impossible to detect low to moderate variations ( $R < 0.25$ ) in occupancy from year to year, even when a higher value of alpha ( $\alpha = 0.10$ ) is authorized (Fig. 4); moderate to high turn-over in occupancy status ( $R > 0.5$ ) would be easily detected (high power) even with low value of alpha ( $\alpha = 0.05$ ). In this latter case, it would be preferable to survey 60 sites and make at least 4 visits; if a higher alpha value is accepted ( $\alpha = 0.10$ ), then surveying 40 sites 4-5 times a year could be sufficient (Fig. 4).

## DISCUSSION

This is the first study aiming to estimate  $\psi$  and  $p$  parameters within a dipper population breeding in rivers with low detectability due to dense vegetation along the river banks. Previous studies carried out in other parts of Europe (such as France and the United Kingdom) provided  $p$  values  $> 0.5$  (D'Amico & Hemery, 2003), which are above the mean obtained in Gipuzkoa (0.27).

Using a survey protocol previously tested in France in open habitats (with  $p$  values  $> 0.62$ ) (D'Amico & Hemery, 2003), with a survey period of 10 min per site in closed, forested habitats, we obtained by contrast very low  $p$  estimates (0.26), indicating that habitat structure affects occupancy assessment.

Some of the higher-ranked models supported an effect of river width on  $p$ , although the difference was weak as compared to models assuming constant  $p$ . This contrasts with other studies carried out with other river bird species (Fletcher & Hutto, 2006) or strictly specialist river species where  $p$  estimation was influenced by habitat features, as revealed by a recent survey with the Pyrenean Desman, a highly elusive river mammal (Charbonnel *et al.*, 2014; Charbonnel *et al.*, 2015).

A strength of our study was to first select the survey sites using a recent advanced probabilistic approach (here GRTS) providing, among other major interests, a spatially balanced geographic coverage (Brown *et al.*, 2015). We then used two approaches in order to identify the "best" design for dippers along forested river stretches: classical minimizing approach derived from standard single-season site occupancy modeling and exploratory power analysis (Mackenzie & Royle, 2005; Guillera-Arroita *et al.*, 2010; Guillera-Arroita & Lahoz-Monfort, 2012).

It is well known that for a given temporal change in occupancy status (noted  $R$  above), power increases as the number of sampling sites increases and as the number of replicate surveys increases (Sewell *et al.*, 2012). We showed that a design with 60 sites surveyed 10 minutes 6 times a year would be the option to survey Dippers in forested habitats if an acceptable power is required; "downgrading" (i.e. accepting a weaker power and increasing alpha value) the design to 30-40 sites surveyed 20 minutes 4-5 times a year would be at a high price:

risking of accepting more false positives and even worst perhaps, being unable to significantly detect changes in occupancy over years.

We advocate the use of both model-based and design-based approaches by first drawing spatially balanced survey sites (e.g. using the GRTS technique or more recently published approaches such as Brown *et al.*, 2015) and then relying on a class of hierarchical models called 'site-occupancy models' - also known as zero-inflated binomial models- introduced independently by MacKenzie *et al.* (2003) and Tyre *et al.* (2003). As a whole, this mixed approach is an extremely flexible modeling framework that should increase the performance (quality) of estimators.

## ACKNOWLEDGEMENTS

This study was carried out thanks to the collaboration of many people (observers): A. Arnaiz, A. Díez, A. Erkiaga, A. Galdos, A. Urruzola, E. Iriarte, F. Ansorregi, H. Beñaran, J. Amundarain, J. Etxezarreta, J. I. Jauregi, J. Ugarte, L. Arbeola, N. Pagaldai, T. Aierbe, X. Saralegi. The research was partly funded by the Gipuzkoa Administration and the Basque Government.

## REFERENCES

Aierbe, T., Olano, M., Vázquez, J. 2001. Atlas de las aves nidificantes de Gipuzkoa. *Munibe* 52 (Supl.)  
Bibby, C. J., Burgess, N., Hill, D. A., Mustoe, S. H. 2000. *Bird Census Techniques*. Academic Press. London.

Brewer, K. R. W., Hanif, M. 1983. *Sampling with Unequal Probabilities. Lecture Notes in Statistics*. Springer-Verlag. New York.  
Brown, J. A., Robertson, B. L., McDonald, T. 2015. Spatially balanced sampling: application to environmental surveys. *Procedia Environmental Sciences* 27: 6-9.  
Burnham, K. P., Anderson, D. R. 1998. *Model Selection and Inference. A Practical Information Theoretic Approach*. Springer-Verlag. New York.  
Charbonnel, A., Buisson, L., Biffi, M., D'Amico, F., Besnard, A., Aulagnier, S., Blanc, F., Gillet, F., Lacaze, V., Michaux, J. R., Némoz, M., Pagé, C., Sanchez-Perez, J. M., Sauvage, S., Laffaille, P. 2015. Integrating hydrological features and genetically validated occurrence data in occupancy modeling of an endemic and endangered semi-aquatic mammal, *Galemys pyrenaicus*, in a Pyrenean catchment. *Biological Conservation* 184: 182-192.  
Charbonnel, A., D'Amico, F., Besnard, A., Blanc, F., Buisson, L., Némoz, M., Laffaille, P. 2014. Spatial replicates as an alternative to temporal replicates for occupancy modelling when surveys are based on linear features of the landscape. *J. Appl. Ecol.* 51: 1425-1433.  
D'Amico, F., Hemery, G. 2003. Calculating census efficiency for river birds: a case study with the White-throated Dipper *Cinclus cinclus* in the Pyrenees. *Ibis* 145: 83-86.  
Devictor, V., Whittaker, R. J., Beltrame, C. 2010. Beyond scarcity: citizen science programmes as useful tools for conservation biogeography. *Diversity and Distributions* 16: 354-362.  
Fiske, I., Chandler, R. 2011. unmarked: An R package for fitting hierarchical models of wildlife occurrence and abundance. *2011* 43: 23.  
Fletcher, R. J., Hutto, R. L. 2006. Estimating detection probabilities of river birds using double surveys. *The Auk* 123: 695-707.  
Guillera-Aroita, G., Lahoz-Monfort, J. J. 2012. Designing studies to detect differences in species occupancy: power analysis under imperfect detection. *Methods in Ecology and Evolution* 3: 860-869.

- Guillera-Aroita, G., Ridout, M. S., Morgan, B. J. T. 2010. Design of occupancy studies with imperfect detection. *Methods in Ecology and Evolution* 1: 131-139.
- Jiguet, F., Devictor, V., Julliard, R., Couvet, D. 2012. French citizens monitoring ordinary birds provide tools for conservation and ecological sciences. *Acta Oecologica* 44: 58-66.
- Kéry, M., Guillera-Aroita, G., Lahoz-Monfort, J. J. 2013. Analysing and mapping species range dynamics using occupancy models. *Journal of Biogeography* 40: 1463-1474.
- Kincaid, T. M., Olsen, A. R. (2015). "spsurvey: Spatial Survey Design and Analysis. R package version 3.1." from <http://CRAN.R-project.org/package=lme4>.
- Legg, C. J., Nagy, L. 2006. Why most conservation monitoring is, but need not be, a waste of time. *Journal of Environmental Management* 78: 194-199.
- Lindenmayer, D. B., Likens, G. E. 2010. The science and application of ecological monitoring. *Biological Conservation* 143: 1317-1328.
- MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Hines, J. E., Knutson, M. G., Franklin, A. B. 2003. Estimating site occupancy, colonization, and local extinction when a species is detected imperfectly. *Ecology* 84: 2200-2207.
- Mackenzie, D. I., Royle, J. A. 2005. Designing occupancy studies: general advice and allocating survey effort. *J. Appl. Ecol.* 42: 1105-1114.
- Mazerolle, M. J. 2012. *Package 'AICcmodavg', version 1.25*. En: R Foundation for Statistical Computing. (Ed.): Vienna.
- McKann, P. C., Gray, B. R., Thogmartin, W. E. 2013. Small sample bias in dynamic occupancy models. *The Journal of Wildlife Management* 77: 172-180.
- Munné, A., Prat, N., Solà, C., Bonada, N., Rieradevall, M. 2003. A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 13: 147-163.
- Munne, A., Prat, N., Sola, C., Bonada, N., Rieradevall, R. 2003. A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 13: 147-163.
- Ormerod, S. J., Allinson, N., Hudson, D., Tyler, S. J. 1986. The distribution of breeding dippers (*Cinclus cinclus* (L), Aves) in relation to stream acidity in upland Wales. *Freshwater Biology* 16: 501-507.
- Peris, S. J., González-Sánchez, N., Carnero, J. I., Velasco, J. C., Masa, A. I. 1991. Algunos factores que inciden en la densidad y población del mirlo acuático (*Cinclus cinclus*) en el centro-occidente de la Península Ibérica. *Ardeola* 38: 11-20.
- Royle, J. A., Kéry, M. 2007. A Bayesian state-space formulation of dynamic occupancy models. *Ecology* 88: 1813-1823.
- Schmidt, J. H., McIntyre, C. L., MacCluskie, M. C. 2013. Accounting for incomplete detection: What are we estimating and how might it affect long-term passerine monitoring programs? *Biological Conservation* 160: 130-139.
- Sewell, D., Guillera-Aroita, G., Griffiths, R. A., Beebee, T. J. C. 2012. When is a species declining? Optimizing survey effort to detect population changes in reptiles. *PLOS ONE* 7: e43387.
- Stevens, D. L., Jr., Olsen, A. R. 2004. Spatially-balanced sampling of natural resources. *Journal of American Statistical Association* 99: 262-278.
- Tucker, G. M., Heath, M. F. 2004. *Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status*. BirdLife International. Cambridge.
- Tyler, S. J., Ormerod, S. J. 1994. *The Dippers*. T & A. D. Poyser. London.
- Vaughan, I. P., Noble, D. G., Ormerod, S. J. 2007. Combining surveys of river habitats and river birds to appraise riverine hydromorphology. *Freshwater Biology* 52: 2270-2284.
- Wang, J.-F., Stein, A., Gao, B.-B., Ge, Y. 2012. A review of spatial sampling. *Spatial Statistics* 2: 1-14.

**Supplementary material to:**

Arizaga, J., Sánchez, J. M., D'Amico, F. Towards optimal sampling designs to monitor riparian birds in rivers with low detection probability.

**A two-step procedure to set optimal designs maximizing the quality of occupancy estimators at a low survey effort level.**

We considered a starting scenario of  $S = 60$  sites that could be monitored by observers performing up to  $T = 6$  visits, thus representing a maximum total survey effort of  $TS = S \times K = 60 \times 6 = 360$ .

On the basis of the knowledge accumulated in the field elsewhere (F. D'Amico, pers. obs.), we assumed an initial occupancy probability of 0.60 ( $\psi = 0.60$ ). The probability of detection is high in an open environment (D'Amico & Hemery, 2003), but our working hypothesis is that it is low in closed environments; thus we established 3 scenarios with alternative detection probability: (1) high ( $p = 0.8$ ), moderate ( $p = 0.6$ ) and low ( $p = 0.4$ ).

The quality threshold was set to an initial value for variance of 0.0056 (i.e.  $SE = 0.075$ ).

The optimal protocol search was done in two steps. First, an optimal design search under these conditions (estimated  $\psi = 0.6$ ,  $TS = 360$ , variance = 0.0056 and  $p$  equal to 0.8, 0.6 or 0.4) was made by simulation using the SODA software assuming asymptotic convergence (variance = MSE), with 10000 iterations, using the "find design" option.

The results are as follows:

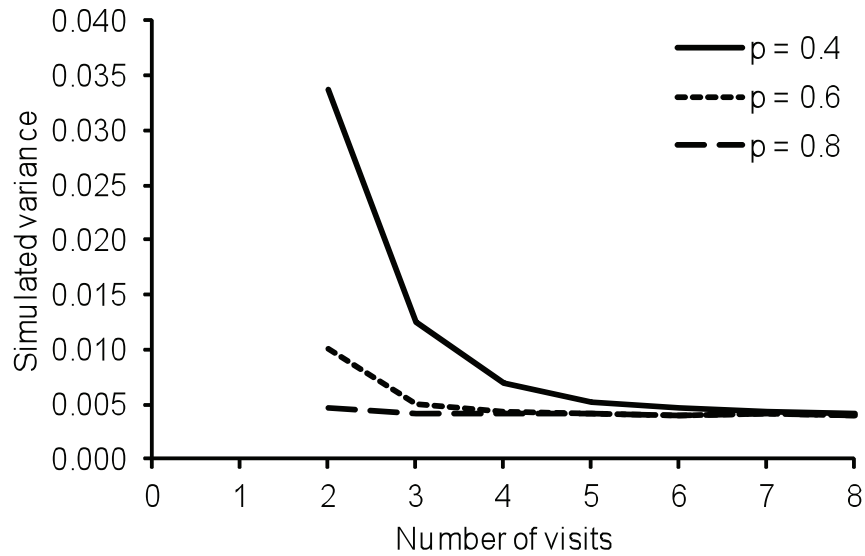
Detection prob.	Suggested optimal number of visits (K)	Suggested optimal number of sites (S)	Estimated variance
$p = 0.8$	2	180	0.0016
$p = 0.6$	3	120	0.0025
$p = 0.4$	5	72	0.0044

Surveying 180 or even 120 sites would be unrealistic from a logistic standpoint, so we kept the pragmatic basis of a 60 sites-based survey.

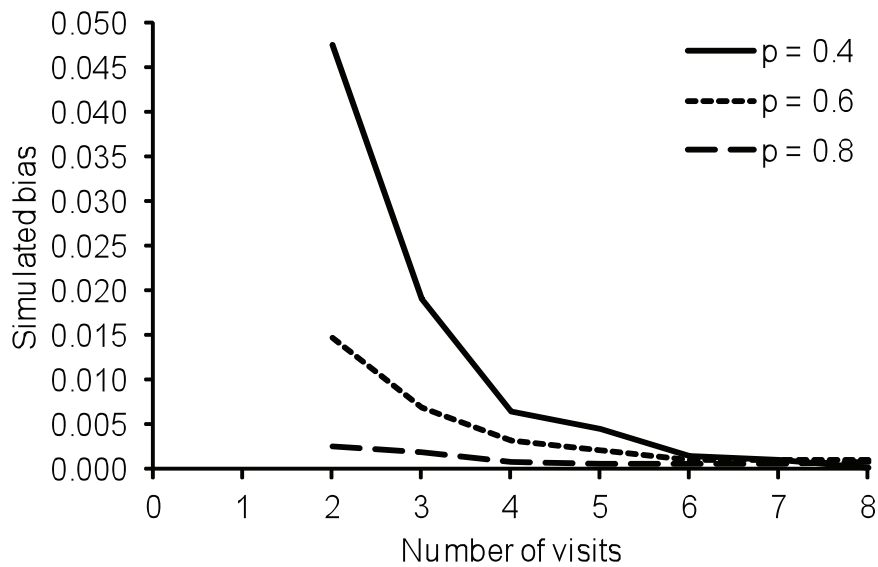
Secondly, we tested the effect of the number of visits on the performance of the occupancy probability estimator by considering estimated bias and estimated variance under these conditions (estimated  $\psi = 0.6$ ,  $TS = 360$ ,  $S = 60$  sites, and  $p$  equal to 0.8, 0.6 or 0.4) using the SODA software assuming asymptotic convergence (variance = MSE), with 10000 iterations, choosing the "test design" option.

Results are shown in Fig. 1S and 2S.

**Fig. 1S.** Effect of the number of visits on the performance of the occupancy probability estimator estimated by the estimated variance with the following values:  $\psi = 0.6$ ,  $TS = 360$ ,  $p$  equal to 0.8, 0.6 or 0.4. Simulation carried out using the SODA software assuming an asymptotic convergence (variance = MSE), with 10000 iterations.



**Fig. 2S.** Effect of the number of visits on the bias of the occupancy probability estimator considering:  $\psi = 0.6$ ,  $TS = 360$ ,  $p$  equal to 0.8, 0.6 or 0.4. Simulation carried out using the SODA software assuming an asymptotic convergence (variance = MSE), with 10000 iterations.



Whether for the variance or bias (Fig. 1S and 2S), and whatever the selected  $p$  values (0.8, 0.6 or 0.4), we observed a significant effect of the number of visits when  $K < 6$ . From  $K = 6$  visits on, bias and occupancy estimator ( $\psi$ ) converge, with no particular gain when increasing the number of visits. Therefore, we decided to set a number of 6 visits to 60 sampling sites, hence the best trade-off between precision and bias for a given effort was reached.



## CAPÍTULO 2

### **Propuesta de una red de censo de mirlo acuático *Cinclus cinclus* L., 1758 en el País Vasco para detectar tendencias a largo plazo en su distribución a partir de modelos de ocupación**

José M. Sánchez, Juan Arizaga, Frank d'Amico.  
(Manuscrito)







# **Propuesta de una red de censo de mirlo acuático *Cinclus cinclus* L., 1758 en el País Vasco para detectar tendencias a largo plazo en su distribución a partir de modelos de ocupación**

José M. Sánchez<sup>1\*</sup>, Juan Arizaga<sup>1</sup>, Frank d'Amico<sup>2</sup>.

<sup>1</sup>Department of Ornithology, Aranzadi Sciences Society, Zorroagagaina 11, 20014 Donostia, Spain.

<sup>2</sup>CNRS/Univ. Pau & Pays Adour, Laboratory of Mathematics and their Applications of Pau, UMR 5142, 64600 Anglet, France

\*Corresponding author: [jmsanchez@aranzadi.eus](mailto:jmsanchez@aranzadi.eus)

## **RESÚMEN**

El desarrollo de programas de seguimiento a largo plazo es fundamental para determinar el estado de conservación de poblaciones y especies. El mirlo acuático *Cinclus cinclus* L., 1758 está incluido en varios listados de especies amenazadas y es, en consecuencia, una especie que tiene interés desde el punto de vista de la conservación y gestión de nuestro patrimonio natural. En la CAV está catalogado de Interés Especial; está incluido, además, en el Catálogo Español de Especies Amenazadas, así como en el Anexo II del Convenio de Berna. El objetivo de este artículo es proponer un método de censo de mirlo acuático para toda la CAV, basado en modelos de ocupación. Esto se hace con el fin de dotar al territorio de un método útil para determinar, a largo plazo, cambios en la distribución (e, indirectamente, abundancia) de la población. A partir de estudios previos en los que se calculó el número óptimo de puntos de muestreo para Gipuzkoa dados un valor de  $\psi$  (probabilidad de ocupación) y  $p$  (probabilidad de detectar la especie si está presente), se obtuvo una red de 199 puntos de muestreo para toda la CAV (zona mediterránea de Álava excluida), que además estaba balanceada desde un punto de vista espacial (ponderada para la longitud de los ríos de cada provincia).

## **PALABRAS CLAVE**

Aves riparias; passeriformes; programas de seguimiento;

## INTRODUCCIÓN

Según la Directiva Aves, los Estados que conforman la UE tienen como obligación el desarrollo de seguimientos para determinar el estado de conservación de poblaciones y especies. En este contexto, son múltiples los programas que, en toda Europa, se desarrollan para determinar tendencias en la distribución y tamaño de poblaciones a largo plazo (Peach *et al.*, 1998; Bani *et al.*, 2009; Garrido *et al.*, 2012; Arizaga *et al.*, 2013). La aplicación de metodologías de censo adecuadas es fundamental para una correcta estimación de los parámetros que se desean calcular.

El mirlo acuático *Cinclus cinclus* L., 1758 es un paseriforme politépico distribuido en casi todo el Paleártico, desde el oeste de Europa (Portugal) hasta Asia Oriental (Cramp, 1988). En general la especie se asocia a cursos fluviales de agua limpia, poco profunda, rica en macroinvertebrados (Ormerod & Tyler, 2005). En el sur de Europa la especie se localiza, mayoritariamente, en ríos de montaña (Ormerod & Tyler, 2005). En el área cantábrica, no obstante, es común en toda la región (Aierbe *et al.*, 2001; López *et al.*, 2003). En la Comunidad Autónoma Vasca (CAV) es común en las cuenca del área cantábrica y se rarifica en la región mediterránea, reproduciendo de este modo el patrón descrito, a otra escala, en toda España (López *et al.*, 2003).

La dependencia del mirlo por los cursos fluviales de agua limpia y en buen estado de conservación ha llevado a su consideración como especie de interés

en el ámbito de la bioindicación (Ormerod & Tyler, 1993; Tyler & Ormerod, 1994). Por otro lado, está incluida en diversos listados de especies amenazadas y es, en consecuencia, una especie que tiene interés desde el punto de vista de la conservación y gestión de nuestro patrimonio natural. En particular, en la CAV está catalogada como de Interés Especial; está incluida, además, en el Catálogo Español de Especies Amenazadas, así como en el Anexo II del Convenio de Berna.

El conocimiento sobre la evolución de la población de esta especie en la CAV es aún hoy relativamente limitado. Se conoce bien su área de distribución (Álvarez *et al.*, 1985; Aierbe *et al.*, 2001), pero sólo parcialmente su tendencia poblacional (Martínez, 2007). Generalmente, en Europa la especie se ha censado a través de transectos, consistentes en recorrer la orilla de los cauces con el fin de contar el número de aves, lo cual permite estimar densidades (e.g., aves/km) (Peris *et al.*, 1991). A diferencia de otros ríos donde esta metodología es útil (Tyler & Ormerod, 1994), en el caso de la CAV se da la circunstancia de que, debido a la gran cantidad de vegetación ribereña o, alternativamente, infraestructuras (escolleras, edificaciones, etc.), a menudo no es viable hacer transectos desde la orilla. La alternativa, consistente en vadear los cauces, a menudo es dificultosa, ya que con frecuencia se avanza poca distancia por unidad de tiempo (dado que los ríos tienen tramos profundos, presas, etc.). Esto hace que la representatividad de los censos sea cuestionable, al menos en varios ríos, pues durante todo ese tiempo las aves se mueven por el río, de tal manera que

pueden no ser detectadas, o bien contadas en múltiples ocasiones, etc. Asimismo, la correcta aplicación de este método supone un gran esfuerzo de muestreo, en consecuencia difícil de mantener a largo plazo. En términos globales, el uso de transectos lineales no parece un método válido para censar la especie en toda la CAV. Un tercer método alternativo es la aplicación de modelos binomiales simples (D'Amico & Hemery, 2003).

En términos globales, este método consiste en establecer una red de puntos de muestreo, de tal modo que se estima la probabilidad de que la especie esté, esto es, probabilidad de ocupación ( $\psi$ ) y la probabilidad de detectar la especie si está presente, esto es, probabilidad de detección ( $p$ ). Dicho de otro modo, este tipo de modelos calcula el porcentaje de puntos de censo donde la especie aparece, pero teniendo en cuenta el parámetro  $p$  (pues  $p < 1$ ). Dados  $\psi$  y  $p$ , así como el valor de varianza deseable, se calcula el número óptimo de puntos de muestreo y el número de visitas por punto que deben realizarse para detectar la población nidificante en la zona de estudio (D'Amico & Hemery, 2003).

El objetivo de este artículo es proponer un método de censo de mirlo acuático para toda la CAV, basado en modelos de ocupación. Esto se hace con el fin de dotar al territorio de un método útil para determinar, a largo plazo, cambios en la distribución (e, indirectamente, abundancia) de la población. En particular, el objeto de este artículo es proponer una red de censo de mirlo acuático para la CAV.

## MATERIAL Y MÉTODOS

### *Consideraciones previas*

Para poner a punto la metodología de muestreo (número mínimo de censos necesarios, tiempo de muestreo, etc.) se trabajó en un artículo previo (Arizaga *et al.*, en prep.) en diferentes ríos de la provincia de Gipuzkoa. En primer lugar se llevó a cabo una simulación, mediante el programa SODA (Guillera-Arroita *et al.*, 2010), con el fin de determinar el número óptimo de puntos de muestreo para Gipuzkoa. Atendiendo a valores de  $\psi$  y  $p$  reportados en estudios de referencia, se calcula el número mínimo de visitas que debería llevarse a cabo para mantener una varianza baja a la hora de estimar  $\psi$ . De otro modo, la estima de  $\psi$  se asociaría a una varianza tan alta que se pondría en compromiso la capacidad de detectar cambios en la tasa de ocupación a lo largo del tiempo. En nuestro estudio se asumió un valor de  $\psi = 0,6$ , que es el que se encontró en una población del Pirineo Central (D'Amico & Hemery, 2003). Debido a la alta densidad de vegetación en las orillas de los ríos de Gipuzkoa, era posible que el valor de  $p$  en Gipuzkoa pudiera ser inferior al registrado en Pirineos ( $p > 0,5$ ), por lo que se consideraron tres escenarios donde el valor de  $p$  varió entre 0,8 (alta detectabilidad), 0,6 (detectabilidad moderada) y 0,4 (detectabilidad baja). Además, asumimos una varianza inicial de 0,0056.

Bajo tales premisas vimos que un valor de 60 puntos de muestreo era algo óptimo para

Gipuzkoa. La distribución espacial de puntos se estableció al azar aunque espacialmente balanceada (Wang *et al.*, 2012). Para ello se empleó el método GRTS (Generalized Random Tessellation Stratified sampling) (Stevens & Olsen, 2004), aplicado mediante el comando "grts" del paquete para R "spsurvey" (Kincaid & Olsen, 2015).

El muestreo se desarrolló entre los meses de marzo y mayo de 2015 y 2016. Durante estos meses, en 2015 cada uno de los puntos se censó una vez por quincena (esto es, se realizaron un total de 6 censos en cada uno de los puntos), durante un periodo de 10 min por día y punto. Posteriormente, en 2016 se repitió el censo, si bien esta vez sólo en 10 puntos donde la especie se había detectado en 2015. Esta vez, los puntos fueron censados durante un periodo de 20 min, con el fin de detectar si un incremento en el tiempo de censo permitiría reducir el número de puntos de muestreo al incrementarse la detectabilidad ( $p$ ). En cada punto de censo, sólo se consideraron aves adultas pues el trabajo se centraba en la población nidificante y no interesaba contar posibles aves jóvenes en proceso de dispersión.

La simulación para determinar el número óptimo de puntos de muestreo dados un valor de  $\psi$  constante ( $\psi = 0,6$ ) y  $p$  variable (de 0,8 a 0,4) sugirió 180 puntos de muestreo para un valor de  $p = 0,8$  o 72 puntos de muestreo para un valor de  $p = 0,4$ , con 5 jornadas de censo/punto (Tabla 1). Así, con el fin de reducir el esfuerzo de muestreo al máximo, asumimos que una red de 60 puntos de muestreo en Gipuzkoa, considerando 4 jornadas de

censo/punto, se ajusta a un diseño tal que permita detectar cambios en la distribución de la especie de estudio sin perder potencia. El tiempo de censo por punto es de 20 min.

### **Diseño de la red de censo de mirlo acuático en la CAV**

Para el diseño de una red de puntos de muestreo de la especie de estudio en la CAV primeramente se empleó como capa de origen la capa de masas de agua fluviales de la CAV, publicada en geoeuskadi. Esta capa deja fuera las masas de agua costeras, de transición y embalses, que por otro lado son hábitats donde el mirlo acuático no cría. Por otro lado, desde esta misma fuente de datos se descargó la capa de regiones biogeográficas de la CAV, que se usó para cortar la capa anterior y seleccionar sólo los ríos de la región atlántica, ya que la especie no está o se rarifica significativamente en la región mediterránea (López *et al.*, 2003).

Hecha esta selección, y una vez comprobados los resultados con 60 puntos de muestreo para Gipuzkoa y determinado el tiempo óptimo de muestreo, se empleó el paquete para R "spsurvey" (Kincaid & Olsen, 2015) con el fin de establecer una red de puntos de censo de mirlo acuático para la región atlántica de la CAV. Para calcular el número de puntos en las otras dos provincias se usó un muestreo balanceado, teniendo en cuenta la longitud de los cursos (Gipuzkoa: 673,1 km; Bizkaia: 777,9 km; Álava: 782,6 km).

## RESULTADOS

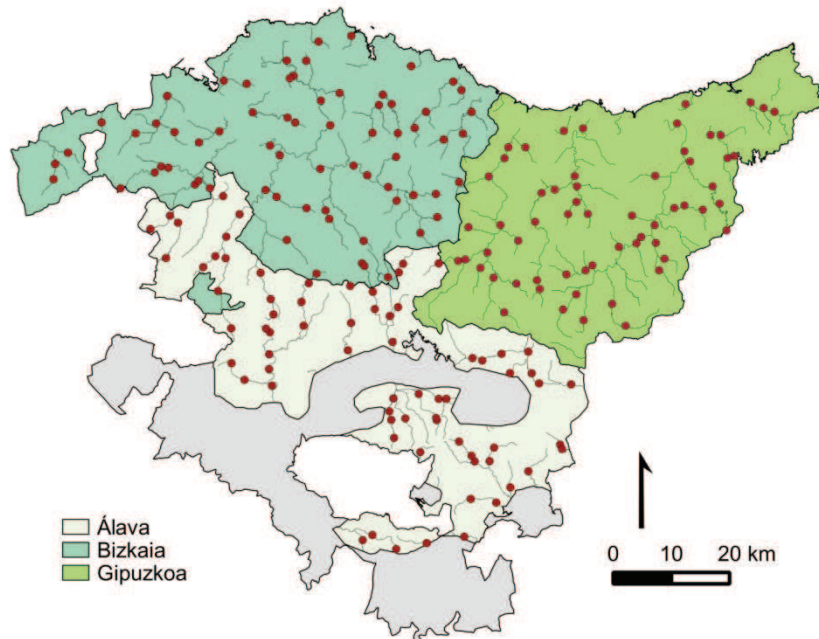
Asumiendo los resultados del estudio piloto llevado a cabo en Gipuzkoa (para más detalles ver

Métodos), obtenemos para el conjunto de la CAV, excluyendo la región mediterránea, una red de 199 puntos de censo de mirlo acuático bien repartida en toda la Comunidad (Figura 1).

**Tabla 1.** Valores simulados de número óptimo de visitas y lugares de muestreo y varianza, según el valor de detectabilidad (bajo, medio, alto). En todos los casos se parte de un escenario en el cual:  $\psi = 0,6$ ,  $p = 0,4, 0,6$  o  $0,8$ ; varianza =  $0,0056$  y esfuerzo de muestreo es 360 (60 puntos de muestreo  $\times$  6 jornadas de censo por punto). El programa SODA se aplicó considerando convergencia asintótica (varianza = MSE), opción "find design", con 10.000 iteraciones.

Detectabilidad	Nº óptimo visitas	Nº óptimo lugares	Varianza estimada
$p = 0,8$	2	180	0,0016
$p = 0,6$	3	120	0,0025
$p = 0,4$	5	72	0,0044

**Figura 1.** Propuesta de puntos de censo de mirlo acuático en la región atlántica (provincias coloreadas; puntos en rojo). En conjunto, se tuvieron en cuenta 199 puntos de muestreo. La zona en gris corresponde a la región mediterránea, excluida del muestreo.



## DISCUSIÓN

Hasta la actualidad, la CAV carecía de propuesta alguna orientada a censar la población de mirlo

acuático de manera estandarizada en todo el territorio. El método aquí propuesto se basa en censos a llevar a cabo desde puntos fijos y en la orilla. Al evitar entrar en el río y recorrerlo se facilita

enormemente la labor de censo y, pensamos, se plantea un protocolo de muestreo cómodo y viable a largo plazo. Esto es fundamental, especialmente si todos o parte de los muestreos se llevarán a cabo mediante voluntariado.

Teniendo en cuenta la longitud de los ríos que conforman cada provincia (en Álava se ha excluido la región mediterránea, ya que en ésta la especie se rarifica) (López *et al.*, 2003), obtenemos una red de 199 puntos de muestreo. Puesto que en cada punto debe invertirse un tiempo de 80 min por año, el esfuerzo de muestreo para toda la CAV asciende a 15.920 min por año (i.e., ca. 265 h). A título comparativo, para un total de 24 cuadrículas en el programa SACRE, de la Sociedad Española de Ornitología, para el censo de aves comunes, el esfuerzo de muestreo global es de 4.800 min (200 min/cuadrícula) (SEO/BirdLife, 2008). El esfuerzo de muestreo, en base a esta referencia, es comparativamente alto. No obstante, proponemos que el censo de mirlo acuático no se haga con una periodicidad anual (como ocurre en el SACRE), sino cada 2 (preferiblemente)-4 años.

Aunque la división de la red de muestreo en provincias es arbitraria (bastaría con considerar toda la zona atlántica como un solo bloque), consideramos que tal división tiene su punto práctico, ya que la organización de voluntariado y programas de censo en la CAPV a menudo se estructura a escala provincial.

Más allá de los objetivos que conciernen a este artículo, el método aquí propuesto podría

emplearse a escalas geográficas mayores, e.g. estatal. En general, las aves que se asocian a cursos fluviales (en especial los pequeños paseriformes) no suelen tener una buena representación en los censos de aves comunes y tampoco suelen llevarse a cabo censos orientados a muestrear tales especies (ver la sección de los censos de aves en España en [www.seo.org](http://www.seo.org)).

## AGRADECIMIENTOS

Participaron en la labor de campo (estudios piloto llevados a cabo en Gipuzkoa): A. Arnaiz, A. Díez, A. Erkiaga, A. Galdos, A. Urruzola, E. Iriarte, F. Ansorregi, H. Beñaran, J. Amundarain, J. Etxezarreta, J. I. Jauregi, J. Ugarte, L. Arbeola, N. Pagaldai, T. Aierbe, X. Saralegi. Este estudio ha sido parcialmente financiado por la Diputación de Gipuzkoa y el Gobierno Vasco.

## BIBLIOGRAFÍA

- Aierbe, T., Olano, M., Vázquez, J. 2001. Atlas de las aves nidificantes de Gipuzkoa. *Munibe* 52 (Supl.)
- Álvarez, J., Bea, A., Faus, J. M., Castién, E., Mendiola, I. 1985. *Atlas de los vertebrados continentales de Álava, Vizcaya y Guipúzcoa (excepto Chiroptera)*. Gobierno Vasco. Vitoria.
- Arizaga, J., Crespo, A., Iraeta, A. 2013. *Noticias EMAN*, 1. Sociedad de Ciencias Aranzadi. Donostia.
- Bani, L., Massimino, D., Orioli, V., Bottoni, L., Massa, R. 2009. Assessment of population trends of common breeding birds in Lombardy, Northern Italy, 1992-2007. *Ethology Ecology & Evolution* 21: 27-44.
- Cramp, S. 1988. *Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa. Vol. 5*. Oxford University Press. Oxford.
- D'Amico, F., Hemery, G. 2003. Calculating census efficiency for river birds: a case study with the White-

- throated Dipper *Cinclus cinclus* in the Pyrenees. *Ibis* 145: 83-86.
- Garrido, J. R., Molina, B. , Del Moral, J. C. 2012. *Las garzas en España, población reproductora e invernante en 2010-2011 y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid.
- Guillera-Arroita, G., Ridout, M. S. , Morgan, B. J. T. 2010. Design of occupancy studies with imperfect detection. *Methods in Ecology and Evolution* 1: 131-139.
- Kincaid, T. M. , Olsen, A. R. (2015). "spsurvey: Spatial Survey Design and Analysis. R package version 3.1." from <http://CRAN.R-project.org/package=lme4>.
- López, V., Vázquez, X. , Gómez-Serrano, M. A. 2003. *Mirlo Acuático Cinclus cinclus*. En: Atlas de las aves reproductoras de España. Martí, R. , Del Moral, J. C. (Ed.): 406-407. SEO/BirdLife-MMA. Madrid.
- Martínez, J. M. 2007. *Estado de la biodiversidad fluvial de Bizkaia. Evolución de sus poblaciones de Mirlo Acuático*. S. O. Lanius. Inédito.
- Ormerod, S. J. , Tyler, S. J. 1993. *Birds as indicators of changes in water quality*. En: Birds as monitors of environmental change. Furness, R. W. , Greenwood, J. J. P. (Ed.): Chapman & Hall. London.
- Ormerod, S. J. , Tyler, S. J. 2005. *Family Cinclidae (Dippers)*. En: Handbook of the Birds of the World. Vol 10. del Hoyo, J., Elliot, A. , Christie, D. A. (Ed.): 332-355. Lynx Edicions. Barcelona.
- Peach, W. J., Baillie, S. R. , Balmer, D. E. 1998. Long-term changes in the abundance of passerines in Britain and Ireland as measured by constant effort mist-netting. *Bird Study* 45: 257-275.
- Peris, S. J., González-Sánchez, N., Carnero, J. I., Velasco, J. C. , Masa, A. I. 1991. Algunos factores que inciden en la densidad y población del mirlo acuático (*Cinclus cinclus*) en el centro-occidente de la Península Ibérica. *Ardeola* 38: 11-20.
- SEO/BirdLife. 2008. *Análisis de los datos del programa SACRE en la Comunidad Autónoma del País Vasco*. Gobierno Vasco. Inédito.
- Stevens, D. L., Jr., , Olsen, A. R. 2004. Spatially-balanced sampling of natural resources. *Journal of American Statistical Association* 99: 262-278.
- Tyler, S. J. , Ormerod, S. J. 1994. *The Dippers*. T & A. D. Poyser. London.
- Wang, J.-F., Stein, A., Gao, B.-B. , Ge, Y. 2012. A review of spatial sampling. *Spatial Statistics* 2: 1-14.





# CAPÍTULO 3

## **Assessing the impact of extreme flooding on survival in a southern European population of White-throated Dippers *Cinclus cinclus***

José M. Sánchez, Jose I. Jauregi, Javier Goikoetxea, Iñaki Aranguren & Juan Arizaga

(Bird Study, 2017)





## Bird Study

# Assessing the impact of extreme flooding on survival in a southern European population of White-throated Dippers *Cinclus cinclus*

José M. Sánchez, Jose I. Jauregi, Javier Goikoetxea, Iñaki Aranguren & Juan Arizaga

To cite this article: José M. Sánchez, Jose I. Jauregi, Javier Goikoetxea, Iñaki Aranguren & Juan Arizaga (2017): Assessing the impact of extreme flooding on survival in a southern European population of White-throated Dippers *Cinclus cinclus*, *Bird Study* 64:45-50.

To link to this article: <http://dx.doi.org/10.1080/00063657.2016.1270898>

## ABSTRACT

**Capsule:** There were only weak effects of winter flooding episodes on apparent annual survival of a White-throated Dipper breeding population in northern Iberia.

**Aims:** To test whether extreme winter flooding episodes affected survival in a breeding population of White-throated Dippers *Cinclus cinclus*.

**Methods:** Dippers were ringed during the breeding seasons of seven consecutive years on rivers in northern Iberia. Cormack–Jolly–Seber models were used to estimate apparent annual survival in relation to flooding during the winter periods.

**Results:** We obtained weak evidence for an effect of flooding during the winter on the surveyed population. Two of the six winters were characterized by having an exceptionally high discharge. Our models showed that survival in the subsequent breeding period tended to be lower, although models assuming constant survival were equally well supported.

**Conclusion:** Extreme flooding in winter may affect survival of some White-throated Dippers in northern Iberia, but its impact at the population level seems to be weak.

## KEYWORDS

*Cinclus cinclus*; extreme flooding; survival; riparian birds

## INTRODUCTION

Climate change is considered to be one of the main factors driving the recent population declines in a number of bird species (Saether *et al.* 2000, Huntley *et al.* 2007, Jetz *et al.* 2007). There is increasingly robust evidence that global change is increasing climatic variability, which leads to more frequent or intense extreme climatic events, such as storms, droughts or flooding episodes (Min *et al.* 2011, Hansen *et al.* 2012, Seneviratne *et al.* 2014). Understanding the role of extreme weather on animal population dynamics is essential to predict the effects of global change on population trends (Huntley *et al.* 2007). Aquatic ecosystems will be also affected by this scenario because global warming is predicted to result in intensification of key processes in the water-cycle, such as precipitation, evaporation and runoff (Durack *et al.* 2012).

Global change will result in increasing water level fluctuations of river flows, a fact that will have a dramatic impact on aquatic ecosystems through changes in species communities, food networks or ecosystem functional traits (Royan *et al.* 2013, Royan *et al.* 2015). Thus, flooding episodes can promote invertebrate species extinction at a local scale, simplify the architecture of the trophic network and generate population declines at higher trophic levels (Ledger *et al.* 2012). The impact of hydrological extremes on riparian assemblages or species at higher trophic levels is, however, still poorly known (Royan *et al.* 2015).

Dippers (*Cinclus* spp.) occupy fast-flowing rivers on five continents (Voelker 2002) and feed chiefly on

aquatic macroinvertebrates (Cramp 1988). Flooding episodes have been reported to have an impact on several aspects of bird populations, including territory occupancy (Chiu *et al.* 2013, Reiley *et al.* 2013), breeding performance (Arthur *et al.* 2012, Strasevicius *et al.* 2013) and survival (Chiu *et al.* 2013). In most cases, these effects are due to either during- or after- flood changes or decline of prey availability (Cumming *et al.* 2012). Different studies suggest that the underlying mechanisms explaining dipper population dynamics in relation to climatic causes are either mortality during the non-breeding season (mainly in winter) or a negative impact on fecundity (Saether *et al.* 2000). Breeding dipper populations seem to be very sensitive to severe winter conditions (e.g. Petersen *et al.* 2006). Winter mortality in dippers is normally associated with conditions that hamper food access, such as prolonged cold periods that result in iced rivers or long-term flooding episodes (Nilsson *et al.* 2011, Chiu *et al.* 2013).

Rivers in southern Europe do not ice in winter, so flooding is likely to be the main factor that could potentially affect survival. In Spain, with resident dipper populations (Regla & Arizaga 2016), flooding episodes at a local level would be expected to have an impact on local breeding birds. In this study, we aimed to quantify the effects of extreme flooding on a population of White-throated Dippers *Cinclus cinclus* (hereafter Dipper) in Spain. Specifically, we tested whether extreme winter flooding episodes negatively affected the survival of a resident breeding population. In this scenario, the wider aim is to understand whether

these flooding events during the non-breeding period can shape the long-term trends in population dynamics of a predator that is highly dependent on the trophic web of riparian ecosystems.

## METHODS

### **Study area**

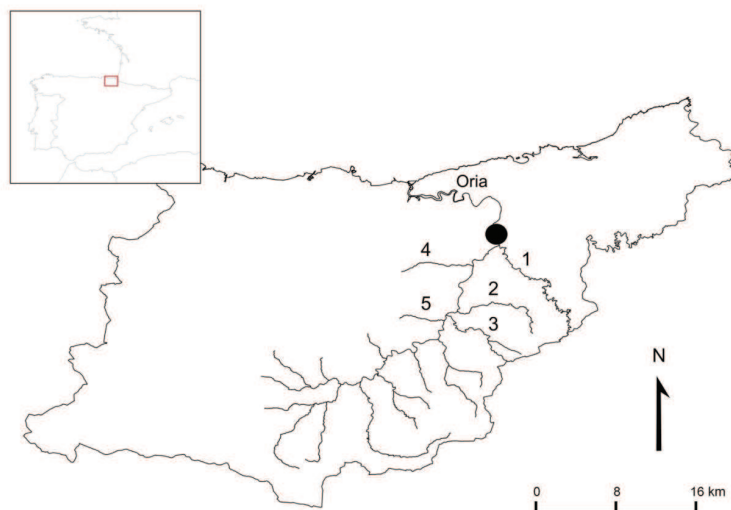
This study was carried out on five rivers of the Oria river basin, in the province of Gipuzkoa, North Spain (Figure 1). The altitude of this province ranges from 0 to 1550m above sea level and the mean annual precipitation (mostly as rainfall) is close to 1500 mm. With a mean length of 60 km (Oria river: 82 km) and a mean flow of 16 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> (Oria river: 30 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>), the 6 main rivers of Gipuzkoa flow across a south-north axis into the Bay of Biscay. Dippers breed in the upper zones of these rivers and mostly in the subsidiary rivers and brooks that flow into them (Aierbe *et al.* 2001).

### **Data collection**

Dippers were captured from March to August from 2008 to 2014 with mist nets placed across the stream, at 130 sampling points in total. Data used in this study were obtained from 180 sampling days (mean number of sampling days per year: 25 days; range: 14–39 days). Overall, we captured 269 individual birds of which 58 (21.6%) were recaptured once or more during the study period.

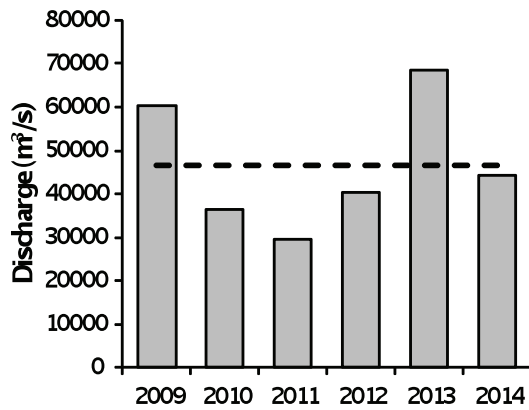
Once caught, the Dippers were ringed and aged as first-year birds (EURING code 3) or adults (EURING code 4) following the criteria of Svensson (1996), and the wing length was recorded (method II by Svensson 1996; 0.5 mm accuracy) in order to determine the sex (Arzak *et al.* 2014).

Hydrological data were collected from the Gipuzkoa Administration website ([www.gipuzkoa.eus](http://www.gipuzkoa.eus)). We obtained the mean monthly flow (discharge) of the Oria river at a stream gauge situated downstream of the sampling rivers (Figure 1).



**Figure 1.** Map showing the position of the Oria River basin, province of Gipuzkoa, northern Spain. The sampling rivers within the basin are indicated with numbers: 1, Leizaran; 2, Zelai; 3, Araxes; 4, Asteasu; 5, Albiztur. The location of the hydrological station (closed circle) is also represented. The Oria river falls into the Bay of Biscay.

Because we wanted to assess the impact of extreme flooding in the months prior to the breeding season, we considered here the mean values from November to February immediately before the breeding season. On average, during these months the Oria discharged water at a rate of  $46\,550\text{ m}^3\text{ s}^{-1}$ , and we found two years with higher-than-the-mean values: 2009 and 2013 (Figure 2). During these years, the discharge was approximately  $20\,000\text{ m}^3\text{ s}^{-1}$  (40%) higher than the mean.



**Figure 2.** Mean November–February water discharge of the Oria River during the winter period. Dotted line represents mean discharge from 2009 to 2014.

### Data analyses

Overall, the data formed a matrix of 269 rows (individuals)  $\times$  7 columns (years 2008–14). The m-array is shown in Table 1. We assessed survival using Cormack–Jolly–Seber (CJS) models, which allow us to estimate survival ( $\phi$ : probability that a bird caught at time  $i$  is alive at  $i+1$ ) and recapture probability ( $p$ : probability that a bird caught at  $i$  is alive and seen at  $i+1$ ) (Lebreton *et al.* 1992). Since it is not possible to separate mortality from permanent emigration, these models estimate local survival rates (called ‘apparent survival’). CJS

models using a logit-link function were run in the software MARK 6.1 (White & Burnham 1999).

**Table 1.** The m-array table summarizing capture–recapture data from a southern European population of Dippers surveyed from 2008 to 2014. The term  $R(i)$  refers to the number of birds which were released during each time period. Each individual is considered only once from March to August within each year

Year	$R(i)$	2009	2010	2011	2012	2013	2014	Total
2008	47	11	1	1	0	0	0	13
2009	71		10	9	0	1	1	21
2010	53			12	3	2	0	17
2011	65				9	5	1	15
2012	42					4	1	5
2013	37						4	4

Before starting to select models, we tested that the data fitted to the CJS assumptions using the software UCARE (Choquet *et al.* 2009). The global goodness-of-fit on a CJS model where both  $\phi$  and  $p$  varied with time [ $\phi(t)$ ,  $p(t)$ ] was not significant ( $\chi^2 = 20.79$ ,  $df = 35$ ,  $P = 0.973$ ), nor was the specific test to detect transients ( $Z = 1.21$ ,  $P = 0.228$ ) or trap-dependence ( $Z = 0.217$ ,  $P = 0.828$ ). Thus, [ $\phi(t)$ ,  $p(t)$ ] was the basic model from which to start to select other models.

Corrected small sample sizes Akaike values (AICc) were used for ranking the fit of models to data (Burnham & Anderson 1998). Models with a  $\Delta\text{AICc} < 2$  were considered to fit the data equally well, and those for which the difference was  $>2$  were considered to fit to the data less well. Because models with additional unsupported parameters will be likely to be within 2 AICc units and these models were non-competitive unless the extra parameter leads to a reduction in AICc (Arnold 2010), we analysed in detail the B-parameters from

all models having an  $\Delta AICc < 2$  from the best-supported one in order to see if the parameters affected  $\phi$ . Parameters with a 95% confidence interval including zero showed a non-significant effect of the factor/ covariate (Taylor *et al.* 2004). Finally, we calculated model-averaged parameters for the top model and the subset of models with a  $\Delta AICc < 2$  in relation to the top one (Burnham & Anderson 1998).

We ran all possible models with various patterns in  $\phi$  and  $p$  [constant or affected by time (t)]. From them,  $[\phi, p(t)]$  was the best model with a  $\Delta AICc > 2$  in relation to the second one  $[\phi(t), p(t)]$ . Therefore, we considered  $p$  to be affected by time. It is common that first-year birds have lower survival rates than older birds (Newton 1998) so, in theory, Dippers which were first caught as first-year birds could have lower survival than those caught as adults. To test this, we built a model considering a survival value for the first year after catching for those birds which were caught as first-year birds ( $t_1$ ) and another value for the annual survival of the rest of years and those birds which were caught as adults ( $t_2$ ):  $[\phi(t_1, t_2), p(t)]$ , nested within  $[\phi(t), p(t)]$  as it can be created by setting  $t_2$  parameters equal. To test for the effect of extreme flooding on  $\phi$ , we considered six alternative models, including: the mean discharge during the months of November  $[\phi(\text{flow/Nov}), p(t)]$  to February  $[\phi(\text{flow/Feb}), p(t)]$  of each year, the mean annual winter discharge for the four months  $[\phi(\text{flow/Nov-Feb}), p(t)]$ , and whether a certain winter was or was not a winter with extreme flooding (i.e. 2009 and 2014 versus the rest), considered as a binary variable  $[\phi(\text{flow/b}),$

$p(t)]$ . Finally, we also tested whether survival differed between the two sexes:  $[\phi(\text{sex}), p(t)]$ . We also considered that  $t_1$  and  $t_2$  could be sex-dependent:  $\phi[\text{sex}(t_1, t_2)], p(t)$ .

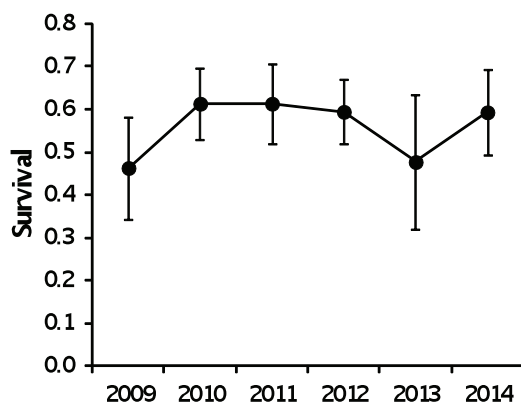
## RESULTS

We found a total of eight models to fit to the data equally well (Table 2). The six models considering an effect of flooding on survival were included within this subset, as well as two models assuming constant survival (Table 2). Alternative models considering either a sex- effect on survival or a survival rate differing from  $t_1$  to  $t_2$  showed higher AICc values ( $\Delta AIC > 2$ ) and hence 2 did not support the data as well as the previous models (Table 2).

**Table 2.** Ranking of the models tested to assess the impact of extreme flooding on survival ( $\phi$ ) of a southern European Dipper population. Abbreviations:  $p$ , recapture probability; AICc, small sample sizes-corrected Akaike values; np, number of parameters; flow/b, survival varies between years with lower- and higher-than-the-mean discharges during the winter period (i.e. flooding considered as a binary factor); flow/Nov, /Dec, /Jan, /Feb, survival is affected by discharge volume in a given month – from November to February; flow/Nov-Feb, survival is affected by the sum of the discharge volume from November to February; t, time-dependent models.

Models	AICc	$\Delta AICc$	AICc weight	np	Deviance
$\phi(\text{flow/b}), p(t)$	472.33	0.00	0.18	8	131.58
$\phi(\text{flow/Dec}), p(t)$	472.93	0.61	0.13	8	132.19
$\phi, p(t)$	473.04	0.71	0.13	7	134.39
$\phi(\text{flow/Nov-Feb}), p(t)$	473.06	0.73	0.13	8	132.31
$\phi, p$	473.41	1.08	0.11	2	145.09
$\phi(\text{flow/Nov}), p(t)$	474.12	1.79	0.07	8	133.37
$\phi(\text{flow/Jan}), p(t)$	474.20	1.87	0.07	8	133.45
$\phi(\text{flow/Feb}), p(t)$	474.29	1.96	0.07	8	133.54
$\phi(t_1, t_2), p(t)$	474.95	2.63	0.05	8	134.20
$\phi(\text{sex}), p(t)$	475.03	2.70	0.05	8	134.28
$\phi(t), p$	478.26	5.93	0.01	7	139.62
$\phi(\text{sex}(t_1, t_2)), p(t)$	478.65	6.32	0.01	10	133.64
$\phi(t), p(t)$	479.83	7.50	0.00	12	130.51

After model averaging, we observed that the two years when there was a very high discharge during the winter period were those with lower survival rates (Figure 3), although the high confidence interval associated to these two means forces us to consider the difference with caution. Overall, the mean survival rate for the majority of the years was approximately 0.6, while fell down below 0.5 in winters with extreme flooding (Figure 3).



**Figure 3.** Model-averaged survival (mean  $\pm$  se) from a southern European Dipper population. Survival in a given year refers to annual survival rate from the previous breeding season (year) to that year.

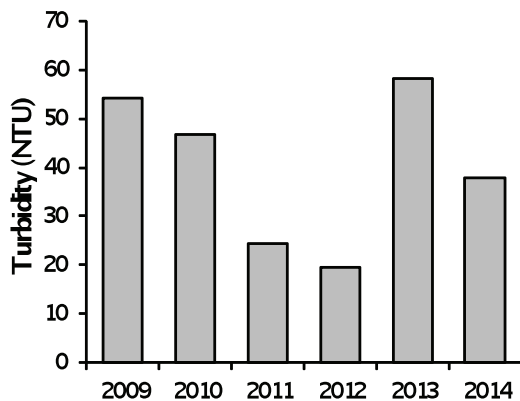
## DISCUSSION

Using data from a seven-year time series, we obtained weak evidence for an effect of flooding during the winter on a White-throated Dipper population breeding in a region of southern Europe. Of the six winters of the data set, two of them were characterized by having an exceptionally high discharge. Our models showed that annual survival after these winters tended to be lower, although the difference was weak, as models

assuming constant survival were equally well supported. This suggests that high flooding may have had some impact but probably not on all individuals; hence effects might dilute at the population level. However, it is possible that our results may in part be relatively weak due to low statistical power owing to relatively small sample sizes. In other temperate areas, decreasing survival has been also attributed to winter flooding (Clobert *et al.* 1990).

The rivers from Gipuzkoa are short and they can discharge great water volumes very rapidly. During flooding episodes, birds have been found to make small local displacements into tributaries, where they might find alternative food until foraging conditions in the main rivers improved (Morrissey *et al.* 2004, Gillis *et al.* 2008). During flooding events, Brown Dippers *Cinclus pallasii* switch to small-bodied prey, which are still relatively abundant during seasonal flooding (Chiu *et al.* 2013). Such prey could help dippers to satisfy their energetic needs for a limited time but at a cost to their subsequent survival and fecundity (Chiu *et al.* 2013). Heavy rain and flooding may wash away even these small prey species, hence compromising local survival, at least in some basins. Additionally, as the Dipper is a visual forager, it must be also considered that increasing turbidity during flooding periods may hamper access to food (Goodge 1960), thus having an impact on survival. In this context, we observed that the two winters (2009 and 2013) with higher flooding were also those with higher mean values of turbidity (Figure 4).





**Figure 4.** Mean November–February turbidity of the Oria River during the winter period.

Our models did not detect any significant effect of age and sex on survival. This contrasts with other studies on Brown Dippers, where either adults or males were found to show higher survival than first-year birds or females (Chiu *et al.* 2013). Increased mortality in first-year birds is attributed to the inexperience of young birds, with their lower foraging efficacy, especially during adverse feeding conditions, such as flooding episodes (Chiu *et al.* 2013). In part, the lack of significant differences between the two age and sex classes could be attributed to relatively small statistical power, but other factors might have also influenced this result. For instance, relatively good foraging conditions in the area for the whole annual cycle may reduce the occurrence of social conflicts, potentially promoting decreased survival expectation in the sub-dominant fraction of the population (first years versus adults or females versus males) (Moore *et al.* 2003).

In conclusion, we detected a slight effect of winter flooding on survival of a northern Spanish resident

breeding Dipper population. Current models on climate change predict a decrease (up to 15–20%) of the precipitation for Gipuzkoa (K-Egokitzen 2011). This decrease will be also accompanied by a decrease in the amount of intense rain (CEDEX 2012). Thus, in this scenario it is expected that flooding episodes will have a decreasing impact on Dipper survival.

## ACKNOWLEDGEMENTS

We are grateful to the people who collaborated in the field work, especially to the members of the Txingudi Ringing Station. Two anonymous reviewers and the Associate Editor provided very valuable comments that helped us to improve an earlier version of this work.

## FUNDING

This research was funded by the Basque Government and the Gipuzkoa Administration.

## REFERENCES

- Aierbe, T., Olano, M. & Vázquez, J. 2001. Atlas de las aves nidificantes de Gipuzkoa. *Munibe* 52: 5–138.
- Arnold, T.W. 2010. Uninformative parameters and model selection using akaike's information criterion. *J. Wildl. Manage.* 74: 1175–1178.
- Arthur, A.D., Reid, J.R.W., Kingsford, R.T., McGinness, H.M., Ward, K.A. & Harper, M.J. 2012. Breeding flow thresholds of colonial breeding waterbirds in the Murray- Darling Basin, Australia. *Wetlands* 32: 257–265.
- Arzak, A., Jauregi, J.I., Goikoetxea, J., Sánchez, J.M., Aranguren, I. & Arizaga, J. 2014. Sexado de Mirlos

- acuáticos *Cinclus cinclus* en Gipuzkoa a partir de la biometría. *Revista Catalana d'Ornitologia* 30: 54–62.
- Burnham, K.P. & Anderson, D.R. 1998. *Model Selection and Inference. A Practical Information Theoretic Approach*. Springer-Verlag, New York.
- CEDEX. 2012. *Estudio de los impactos del cambio climático en los recursos hídricos y las masas de agua*. CEDEX, Madrid.
- Chiu, M.-C., Kuo, M.-H., Hong, S.-Y. & Sun, Y.-H. 2013. Impact of extreme flooding on the annual survival of a riparian predator, the Brown Dipper *Cinclus pallasii*. *Ibis* 155: 377–383.
- Choquet, R., Lebreton, J.-D., Gimenez, O., Reboulet, A.-M. & Pradel, R. 2009. U-CARE: utilities for performing goodness of fit tests and manipulating CAPTURE-REcapture data. *Ecography* 32: 1071–1074.
- Clobert, J., Lebreton, J.D. & Marzolin, G. 1990. The estimation of local juvenile survival rates and of age-specific proportions of breeders in bird populations. In Blondel, J., Gosler, A. & Lebreton, J.D. (eds) *Population Biology of Passerine Birds: An Integrated Approach*, 199–213. Springer, Berlin.
- Cramp, S. 1988. *Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa*. Vol. 5. Oxford University Press, Oxford.
- Cumming, G.S., Paxton, M., King, J. & Beuster, H. 2012. Foraging guild membership explains variation in waterbird responses to the hydrological regime of an arid- region flood-pulse river in Namibia. *Freshwater Biol.* 57: 1202–1213.
- Durack, P.J., Wijffels, S.E. & Matear, R.J. 2012. Ocean salinities reveal strong global water cycle intensification during 1950 to 2000. *Science* 336: 455–458.
- Gillis, E.A., Green, D.J., Middleton, H.A. & Morrissey, C.A. 2008. Life history correlates of alternative migratory strategies in American Dippers. *Ecology* 89: 1687–1695.
- Goode, W.R. 1960. Adaptations for amphibious vision in the dipper (*Cinclus mexicanus*). *J. Morphol.* 107: 79–91.
- Hansen, J., Sato, M. & Ruedy, R. 2012. Perception of climate change. *Proc. Nat. Acad. Sci.* 109: E2415–E2423.
- Huntley, B., Green, R.E., Collingham, Y.C. & Willis, S.G. 2007. *A Climatic Atlas of European Breeding Birds*. Lynx Edicions, Barcelona.
- Jetz, W., Wilcove, D.S. & Dobson, A.P. 2007. Projected impacts of climate and land-use change on the global diversity of birds. *PLoS Biol.* 5: e157.
- K-Egokitzen. 2011. *Cambio climático: impacto y adaptación en la Comunidad Autónoma del País Vasco*. Gobierno Vasco, Vitoria-Gasteiz.
- Lebreton, J.D., Burnham, K.P., Clobert, J. & Anderson, D.R. 1992. Modelling survival and testing biological hypothesis using marked animals: a unified approach with case studies. *Ecol. Monogr.* 62: 67–118.
- Ledger, M.E., Brown, L.E., Edwards, F.K., Milner, A.M. & Woodward, G. 2012. Drought alters the structure and functioning of complex food webs. *Nat. Clim. Change* 3: 223–227.
- Min, S.-K., Zhang, X., Zwiers, F.W. & Hegerl, G.C. 2011. Human contribution to more-intense precipitation extremes. *Nature* 470: 378–381.
- Moore, F.R., Mabey, S. & Woodrey, M. 2003. Priority access to food in migratory birds: age, sex and motivational asymmetries. In Berthold, P., Gwinner, E. & Sonnenschein, E. (eds) *Avian Migration*, 281–291. Springer-Verlag, Heidelberg.
- Morrissey, C.A., Bendell-Young, L.I. & Elliott, J.E. 2004. Seasonal trends in population density, distribution, and movement of American Dippers within a watershed of southwestern British Columbia, Canada. *Condor* 106: 815–825.
- Newton, I. 1998. *Population Limitation in Birds*. Academic Press, London.
- Nilsson, A.L., Knudsen, E., Jerstad, K., Rostad, O.W., Walseng, B., Slagsvold, T. & Stenseth, N.C. 2011. Climate effects on population fluctuations of the white-throated dipper *Cinclus cinclus*. *J. Anim. Ecol.* 80: 235–243.
- Petersen, R.C., Gíslason, G.M. & Vought, L.B.-M. 2006. Rivers of the Nordic countries. In Cushing, C.E., Cummins, K.W. & Minshall, G.W. (eds) *River and Stream Ecosystems of the World*, 295–341. California Press, Berkeley, CA.
- Regla, M. & Arizaga, J. 2016. Patrones de movimiento del mirlo acuático *Cinclus cinclus* L., 1758 en España: análisis de recapturas. *Munibe* 64.

- Reiley, B.M., Benson, T.J. & Bednarz, J.C. 2013. Mechanisms of flood-induced territory abandonment in an obligate ground-foraging bird. *Condor* 115: 650–658.
- Royan, A., Hannah, D.M., Reynolds, S.J., Noble, D.G. & Sadler, J.P. 2013. Avian community responses to variability in river hydrology. *PLoS ONE* 8: e83221.
- Royan, A., Prudhomme, C., Hannah, D.M., Reynolds, S.J., Noble, D.G. & Sadler, J.P. 2015. Climate-induced changes in river flow regimes will alter future bird distributions. *Ecosphere* 6: 1–10.
- Saether, B., Tufto, J., Engen, S., Jerstad, K., Rostad, O.W. & Skatan, J.E. 2000. Population dynamical consequences of climate change for a small temperate songbird. *Science* 287: 854–856.
- Seneviratne, S.I., Donat, M.G., Mueller, B. & Alexander, L.V. 2014. No pause in the increase of hot temperature extremes. *Nat. Clim. Change* 4: 161–163.
- Strasevicius, D., Jonsson, M., Nyholm, N.E.I. & Malmqvist, B. 2013. Reduced breeding success of Pied Flycatchers *Ficedula hypoleuca* along regulated rivers. *Ibis* 155: 348–356.
- Svensson, L. 1996. Guía Para la Identificación de los Paseriformes Europeos. Sociedad Española de Ornitología, Madrid.
- Taylor, J.J., Alisauskas, R.T. & Kehoe, F.P. 2004. Multistate modelling of brood amalgamation in white-winged scoters *Melanitta fusca deglandi*. *Anim. Biodivers. Conserv.* 27: 369–370.
- Voelker, G. 2002. Molecular phylogenetics and the historical biogeography of dippers (*Cinclus*). *Ibis* 144: 577–584.
- White, G.C. & Burnham, K.P. 1999. Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46: 120–139.

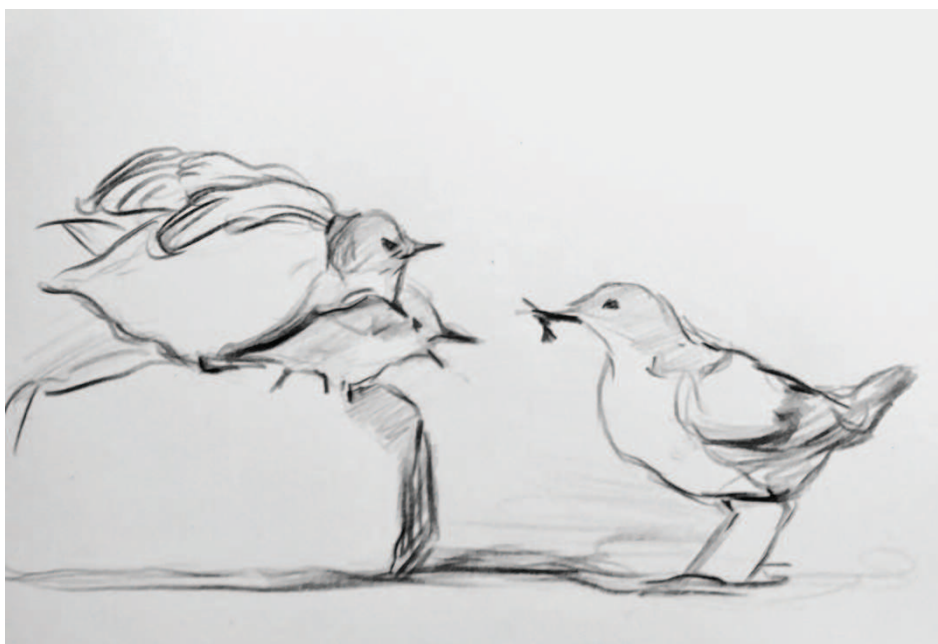


# ***CAPÍTULO 4***

## **Breeding biology and the effect of prey availability on breeding performance in a White-throated Dipper population in North Iberia**

José M. Sánchez, Jose I. Jauregi, Javier Goikoetxea, Iñaki Aranguren & Juan Arizaga

(Enviado a Bird Study)





# **Breeding biology and the effect of prey availability on breeding performance in a White-throated Dipper population in North Iberia**

José M. Sánchez, Jose I. Jauregi, Javier Goikoetxea, Iñaki Aranguren & Juan Arizaga  
Department of Ornithology, Aranzadi Sciences Society, Zorroagagaina 11, E20014 Donostia-S. Sebastián,  
Spain.

\*Corresponding author: [jmsanchez@aranzadi.eus](mailto:jmsanchez@aranzadi.eus)

## **ABSTRACT**

Demographic-associated parameter estimates, including breeding performance, are crucial aspects for a proper assessment of population trends and the causes underlying bird population dynamics. The aim of the present article is to (1) describe in detail the White-throated Dippers breeding biology in Gipuzkoa, a region on the Atlantic area in northern Iberia, and (2) determine the influence of food availability on breeding parameters. Overall, the population was observed to have an average laying date coinciding with late March, average ( $\pm$ SD) clutch size of  $4.3 \pm 0.8$  eggs, average productivity of  $3.8 \pm 1.0$  chicks, and a breeding success reaching a 72%. As compared to other European populations, dippers in Gipuzkoa showed smaller clutches, compensated by a higher breeding success. This would suggest that this population breeds in a (comparatively) positive environment, which would allow for higher survival rates and thus reducing pressure on offspring size. Interestingly, food availability did not have any significant linear effect on breeding performance. Future research integrating both breeding and survival parameters at a larger spatial scale will be crucial to disentangle the underlying causes driving life history strategies at population level. It could also help us to gain a better understanding on how dippers might respond to climate change.

## **KEYWORDS**

Breeding season; clutch size; food availability; Gipuzkoa; laying date; riparian birds

## INTRODUCTION

Demographic-associated parameter estimates, including breeding performance, are crucial aspects for a proper assessment of population trends and the causes underlying bird population dynamics (Newton, 1998; 2004; 2013).

Dippers (*Cinclus* spp.) occupy fast-flowing rivers on five continents (Voelker, 2002) and feed chiefly on aquatic macroinvertebrates (Cramp, 1988). In Europe, the White-throated Dipper, *Cinclus cinclus* (hereafter, dipper), is distributed across much of the continent and some of the largest islands (Hagemeijer & Blair, 1997). In Iberia, it occupies the northern part of the peninsula and the main mountain ranges within the southern half (López *et al.*, 2003).

The species is related to ecologically well-preserved rivers, hence its consideration as a bioindicator (Ormerod & Tyler, 1993). Its presence and breeding performance can be used as proxies related to riparian habitat quality. Apart from general descriptive works on dippers breeding biology (reviewed in Tyler & Ormerod, 1994), there have been some attempts to determine the effects of food availability or food characteristics on breeding parameters (Tyler & Ormerod, 1992). Reduced foraging resources during breeding season may impact breeding performance at different stages. Limited amounts of food in the river may promote a smaller clutch size, and/or affect the number of fledging chicks (i.e. productivity), given nestlings competitive behavior for food. Accordingly, the amount of food in the river, which may be used as a

surrogate for food availability, should be expected to be positively correlated with either (or both) clutch size or productivity (Tyler & Ormerod, 1992).

The rivers in Northern Iberia, from the east of the Pyrenees to Galicia, host the largest dipper population in the peninsula and one of the best preserved dipper populations in Southern Europe (Tucker & Heath, 2004). However, the dipper is one of the European passerines which potentially might be most affected by the global change, especially in Southern Europe (Huntley *et al.*, 2007), as lower precipitations are expected in the region (Sánchez *et al.*, 2017). A good assessment of factors driving current population dynamics, including breeding parameters, is important in order to estimate how these parameters might change in the future, thus allowing us a better understanding on the impact of climate change-associated mechanisms over population changes.

The aim of the present article is to (1) describe in detail the species breeding biology in a region on the Atlantic area in Northern Iberia, and (2) determine the influence of food availability on breeding parameters. This study was focused on Gipuzkoa, a province in Northern Iberia, where a dipper population was surveyed during a period of two years using a set of more than 200 nest boxes.

## METHODS

### ***Study area and data collection***

This study was carried out in the province of Gipuzkoa (Northern Spain). Gipuzkoa is a very



mountainous area of 1,900 km<sup>2</sup>, that has an Atlantic climate, with an average annual precipitation of ca. 1500 mm. The main rivers flow in a south-to-north axis until reaching the Bay of Biscay. Their average length is 60 km with an average charge of 16 m<sup>3</sup>/s. Dippers occupy the upper parts of these rivers and mostly the subsidiary rivers and brooks (Aierbe *et al.*, 2001).

From November of 2013 to February of 2014, 215 nest-boxes for dippers were installed in the main rivers of Gipuzkoa. In particular, surveillance focused on nest-boxes in 28 rivers from 4 basins (from east to west: Oiartzun -2 rivers-, Urumea -7-, Igara -1-, Oria -12-, Urola -6-).

Two nest-box types of 30x30x30 cm or 20x22x20 cm were used. Dippers were observed to invariably occupy these two types (J. M. Sánchez, pers. obs.). The 20x22x20 cm boxes were found to be more appropriate in terms of handling and installation. The number of surveyed nest boxes per river basin was: Oiartzun, 14; Urumea, 35; Igara, 6; Oria, 62; Urola, 33.

The nest-boxes were surveyed during the Spring (breeding period) of 2014 and 2015. Additionally breeding was also surveyed at naturally occurring nests in the same rivers. Since February, and up to the end of May, the following data were recorded at each nest-box: (1) occupation by a dipper pair; (2) laying date (referred to the first egg); (3) clutch size; (4) clutch order (first or second clutch); (5) productivity (number of chicks fledging from a nest); (6) breeding success (determined for the

entire population: proportion of nests where at least one chick was known to fledge). Failed clutches were examined to assess failure causes. From the end of February on, nest-boxes were surveyed at 4-day intervals until the nest was occupied and the eggs were laid. However, due to logistic causes (adverse weather, etc.), sometimes we were not able to follow this protocol, so we determined the laying date on a weekly-basis, and not on a daily-basis. Once a nest was occupied and the eggs were laid, we reviewed it after 20 days, in order to check for the presence of chicks. If at 20 days there were no chicks (failed clutch), we then restarted with the survey at 4-day intervals. If chicks were present, the nest was then revised after 10 days, which approximately would coincide with fledging date. The nest-boxes were revised using a Rigid™ device with camera at the end of a flexible arm of 90-cm.

Besides, we randomly selected a number of occupied nest-boxes with the aim of modelling the effect of food availability on breeding performance. Food availability was assessed by sampling the community of macroinvertebrates at 8 random points selected within a transect of 500 m-length along the river ( $\pm 250$  m up- and down-stream from the nest). Macroinvertebrates were sampled using a 25x25 Surber net. Samples were stored in a >80% ethanol dilution up to their analysis in a laboratory. Once in the laboratory, the samples were cleaned and dried at 50°C during a period of 24 h to obtain the dry weight ( $\pm 0.01$  g accuracy). The mean of the dry weight at the 8 sampling points within each

territory was used as a surrogate for food availability.

### **Statistical analyses**

Nest-boxes found to be occupied but with no breeding attempts detected (i.e. eggs or chicks detected) were omitted from this work. Therefore, we only considered in this study nests with eggs and/or chicks detected, in 2014 and 2015. For this study, we considered both nests in nest boxes and naturally-occurring nests (hereafter, box and non-box nests).

Breeding parameter estimates were described and data from 2014 and 2015 and from box and non-box nests were compared using ANOVA tests (with year and type of nest as factors). Moreover, to compare our results with those from other studies we ran one-sample *t* tests using our average values as a reference.

Finally, to test for the effect of food availability on breeding parameters, we conducted Generalized Linear Models on either clutch size or productivity as object variable and the amount of food as a covariate. In this case we used a log-linear link function with Poisson errors distribution.

All statistical analyses were implemented using R (R Core Team, 2014).

## **RESULTS**

During 2014 and 2015, we detected breeding attempts in 28 different nest-boxes in total (Table 1). Of them, 5 (18%) nest-boxes were found to be

used both in 2014 and 2015. Additionally, we also recorded 18 non-box nests (2014:  $n = 8$ ; 2015:  $n = 10$ ). Overall, we registered 65 clutches (51 of them were first clutches while 12 were second clutches; for 2 additional clutches, clutch order could not be determined).

**Table 1.** Annual sample size used for the different parameter estimates for dippers breeding either on box nests or non-box nests.

	<b>2014</b>	<b>2015</b>
Box nests		
Breeding attempts*	12	21
Laying date determined	8	11
Clutch size determined	7	20
Productivity determined	11	20
Breeding success	10	14
Non-box nests		
Breeding attempts	8	10
Laying date determined	7	3
Clutch size determined	7	7
Productivity determined	8	9
Breeding success	4	8

\*Five boxes were used both in 2014 and 2015.

Overall, we recorded 12 second clutches (18.5% of the nests had a second clutch). From these, three (25%) replaced failed clutches after predation. 11 of the 12 second clutches were in the same nest of the first one. The proportion of second clutches in Gipuzkoa did not vary significantly from other European zones ( $t = 0.655$ ,  $P = 0.522$ ; Table 2).

The laying period in Gipuzkoa lasted from Late February to May. The majority of first lays occurred from March (second week) to Early April (Fig. 1). Peak laying week did not vary between the two years analyzed and nest types (Year:  $F_{1,25} = 0.353$ ;

$P = 0.557$ ; Nest type:  $F_{1,25} = 2.201$ ;  $P = 0.150$ ; Year×Nest Type:  $F_{1,25} = 0.007$ ;  $P = 0.935$ ), and happened at week 4.5 (equivalent to 15-21 March; SD = 2.0 week). In second clutches, we were able to assess the laying date in 5 nests; these took place from mid-April (week 19-25 April) to May (week 3-9 May).

**Table 2.** Percentage of second-clutches of dipper populations across Europe.

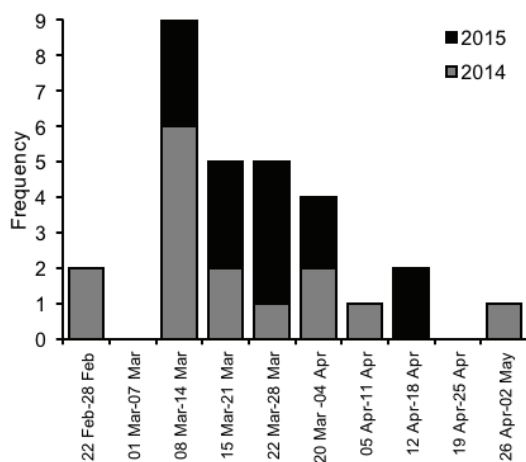
Region	Frequency (%)	Sample size	Source
<b>Northern Europe</b>			
Norway	up to 6.5	62	(Mork, 1975)
<b>Eastern Europe</b>			
Czechoslovakia	14.3	35	(Balát, 1964)
<b>Central Europe</b>			
Germany	49.0	142	(Schmid, 1985)
Germany	38.0	179	(Rockenbauch, 1985)
Germany	23.0	37	(Ristow, 1968)
Germany	11.8	85	(Zang, 1981)
Germany	10.3	29	(Steffens & Sturm, 1978)
Austria	39.0	27	(Priemetzhofer, 1987)
Austria	15.9	63	(Sackl & Dick, 1988)
Switzerland	15.3	150	(Breitenmoser-Wursten, 1988)
<b>Britain &amp; Ireland</b>			
Scotland	32.8	55	(Hardy <i>et al.</i> , 1978)
Scotland	19.3	296	(Wilson, 1996)
Scotland	6.3	159	(Newton, 1989)
England	20.3	69	(Robson, 1956)
Wales	19.4	403	(Tyler & Ormerod, 1985)
Ireland	8.2	466	(Smiddy <i>et al.</i> , 1995)
<b>Iberia</b>			
Gipuzkoa	18.5	65	This work

**Table 3.** Average clutch size in different European dipper populations, including Gipuzkoa

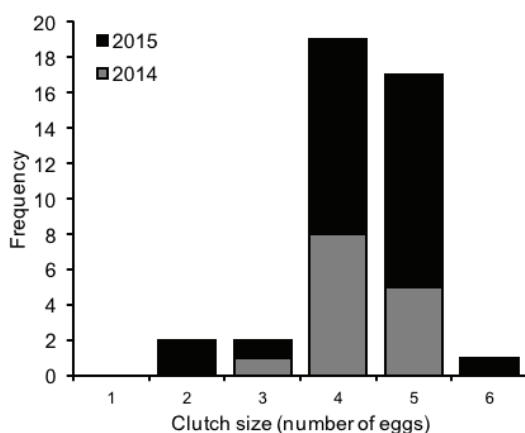
Region	Mean (SD)	Sample size	Source
<b>Northern Europe</b>			
Norway	5.1 (0.7)	72	(Efteland & Kyllingstad, 1984)
<b>Eastern Europe</b>			
Poland	4.9 (-)	(-)	(Czapulak, 1988)
Czechoslovakia	4.7 (-)	46	(Balát, 1964)
<b>Central Europe</b>			
Germany	5.1 (-)	37	(Ristow, 1968)
Germany	5.0 (-)	179	(Rockenbauch, 1985)
Germany	4.8 (-)	88	(Zang, 1981)
Germany	4.7 (-)	180	(Schmid, 1985)
Germany	4.6 (-)	9	(Haensel, 1977)
Germany	4.3 (-)	29	(Steffens & Sturm, 1978)
Germany	5.4 (-)	39	(Baake, 1982)
Austria	4.8 (-)	33	(Wagner, 1985)
Austria	4.7 (-)	27	(Priemetzhofer, 1987)
Austria	4.5 (1.1)	49	(Sackl & Dick, 1988)
Switzerland	4.9 (0.6)	87	(Breitenmoser-Wursten, 1988)
<b>Britain &amp; Ireland</b>			
Scotland	3.4 (-)	9	(Hewson, 1967)
Scotland	4.5 (0.8)	74	(Hardy <i>et al.</i> , 1978)
Scotland	4.6 (0.7)	378	(Wilson, 1996)
Scotland	4.6 (-)	154	(Newton, 1989)
England	4.8 (-)	65	(Mawby, 1961)
England	4.2 (1.0)	45	(Robson, 1956)
England	4.3 (-)	26	(Shooter, 1970)
England	4.3 (1.0)	38	(Tyler & Ormerod, 1985)
Britain	4.4 (-)	705	(Shaw, 1978)
Wales	4.8 (0.6)	222	(Tyler & Ormerod, 1985)
Wales	4.4 (0.6)	25	(Tyler & Ormerod, 1985)
Ireland	4.2 (0.6)	467	(Smiddy <i>et al.</i> , 1995)
<b>Iberia</b>			
Gipuzkoa*	4.3 (0.8)	41	This work
Navarra	4.8 (0.6)	117	(Esteban & Campos, 1993/1994)
Catalonia	4.7 (-)	28	(Mestre, 1980)

\*For this work, only first egg lays were considered

Similarly, clutch size did not vary between years and nest types (Year:  $F_{1,37} = 0.045$ ;  $P = 0.834$ ; Nest type:  $F_{1,37} = 0.082$ ;  $P = 0.777$ ; Year×Nest Type:  $F_{1,37} = 1.640$ ;  $P = 0.208$ ) being on average 4.3 eggs (SD = 0.8; range = 2-6; Fig. 2). The mean clutch size in Gipuzkoa was below that found in other European areas (Table 2;  $t = 4.565$ ,  $df = 27$ ,  $P < 0.001$ ), and it is worth mentioning that the average obtained for Gipuzkoa was inferior to that reported in a 78.6% of those studies shown in Table 3.

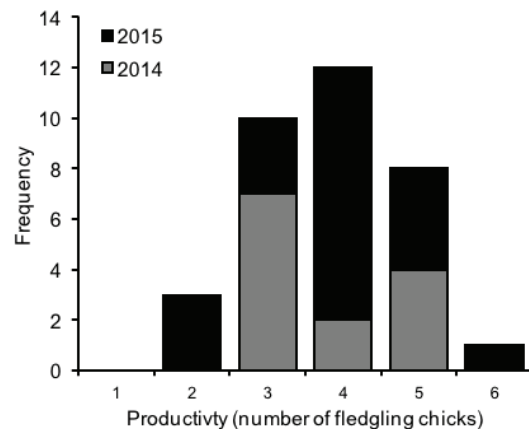


**Fig. 1.** Laying dates for the first clutch. Data aggregated on a weekly-basis for both box nests and non-box nests.



**Fig. 2.** Frequency distribution of first clutch sizes in a dipper population from Gipuzkoa. Data from box nests and non-box nests have been pooled for the figure.

We reported an average productivity of 3.8 chicks/nest (SD = 1.0; range = 2-6; Fig. 3), without significant differences between years and nest types (Year:  $F_{1,30} = 0.170$ ;  $P = 0.683$ ; Nest type:  $F_{1,30} = 0.243$ ;  $P = 0.626$ ; Year×Nest Type:  $F_{1,30} = 0.243$ ;  $P = 0.626$ ). The breeding success reached 72% of the nests and did not vary between 2014 and 2015 ( $\chi^2 = 0.066$ ,  $P = 0.797$ ) and between box and non-box nests ( $\chi^2 = 0.397$ ,  $P = 0.529$ ). Contrasting with our result for the clutch size, in this case we obtained a very high average for Gipuzkoa, indeed one of the highest breeding success values reported in Europe (Table 4;  $t = 3.062$ ;  $P = 0.012$ ).

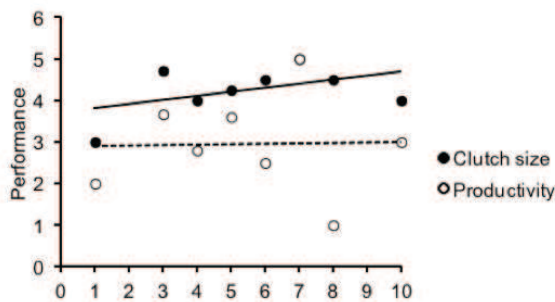


**Fig. 3.** Frequency distribution of the number of fledglings.

Average clutch size tended to increase towards the end of the season, although the trend was non-significant (correlation test:  $r = 0.460$ ;  $P = 0.251$ ). The same was observed for productivity, although in this case the trend was even weaker (correlation test:  $r = 0.021$ ;  $P = 0.961$ ) (Fig. 4).

**Table 4.** Breeding success of several dipper European populations.

Region	Breeding success	Source
<b>Northern Europe</b>		
Norway	50.6%	(Efteland & Kyllingstad, 1984)
<b>Eastern Europe</b>		
Czechoslovakia	50.6%	(Balát, 1964)
<b>Central Europe</b>		
Germany	80.4 %	(Zang, 1981)
Germany	68.4%	(Schmid, 1985)
Austria	65.5%	(Priemetzhofer, 1987)
Switzerland	56.0%	(Breitenmoser-Wursten, 1988)
<b>Britain &amp; Ireland</b>		
England	68.5%	(Mawby, 1961)
England	68.4%	(Robson, 1956)
England	61.6%	(Shooter, 1970)
Britain	51.4%	(Shaw, 1978)
<b>Iberia</b>		
Gipuzkoa	72.0%	This work
Navarra	71.2%	(Esteban & Campos, 1993/1994)



**Fig. 4.** Relationship of laying date on breeding performance (clutch size, productivity) (data from 2014 and 2015 pooled; only first clutches taken into consideration). The linear trend is shown as well (solid line, clutch size; dotted line, productivity). Week 1: 22-28 February.

Overall, 14 nests were found to fail (Table 5): 5 were predated, 2 were destroyed or abandoned owing to human disturbances and 1 suffered from flooding after a storm.

**Table 5.** Causes of breeding failure. Data presented here only refer to first-clutches (2014 and 2015 pooled).

Cause	Box	Non-box
Predation: mammal	0	2
Predation: bird	1	0
Predation: reptile	0	2
Human disturbance	0	2
Flooding	1	0
Unknown	10	0

The amount of food availability in the territories had no significant effect on any of the two parameters (clutch size, productivity) considered in our analyses (food effect on clutch size: Wald statistics, 0.081;  $P = 0.776$ ; on productivity: Wald statistics, 0.004;  $P = 0.949$ ).

## DISCUSSION

This is the first study describing the breeding biology of dippers in Gipuzkoa and one of the few ones for Iberia and Southern Europe. The breeding season in Gipuzkoa (from laying to fledging) fits with the findings obtained in other nearby areas, either in Iberia (Esteban & Campos, 1993/1994) or other Western European regions (Tyler & Ormerod, 1994), with a laying peak in late March-April. However, laying date in Gipuzkoa happened about one month before what is described for Northern Europe, where the first clutches are laid in late April

(Efteland, 1975) or even May (Haartman, 1969). Overall, laying date in the dipper has been reported to correlate with average temperatures (negatively) or precipitations (positively) (Tyler & Ormerod, 1994).

A number of clutches was reported to be laid as early as late February, a phenomenon also described in a nearby region (Esteban & Campos, 1993/1994). Within a global climate change scenario, clutches before May are not so rare, especially if flooding episodes during late winter become progressively less frequent (Sánchez *et al.*, 2017). Noteworthy, we have detected breeding displays in December (visit [www.ornitho.eus](http://www.ornitho.eus)), which might result in early laying trials if environmental conditions remain acceptable. However, breeding too early may be suboptimal as we observed that clutch size tended to be lower early in the season, suggesting that breeding timing cannot happen earlier without demographic consequences for the population.

Dippers in Gipuzkoa were observed to have comparatively small clutch sizes (average size of 4.3 eggs as compared to an average of 4.6 eggs in other sites in Europe), although they seemed to compensate with a proportionally higher breeding success (72% as compared to an average of 62% in other sites in Europe). Thus, results would suggest that the population in Gipuzkoa breeds in a (comparatively) positive environment, which would allow for higher survival rates and thus reducing pressure on offspring size (Sánchez *et al.*, 2017).

Future research integrating both breeding and survival parameters at a larger spatial scale will be crucial to disentangle the underlying causes driving life history strategies at population level. It could also help us to gain a better understanding on how dippers might respond to climate change.

Food abundance did not show a significant effect on breeding performance. Apparently, to some extent a positive effect of food availability on clutch size (but clearly not on productivity) might be drawn (Tyler & Ormerod, 1992), though the trend was not significant. With a sample size of 22 nests where food availability was determined, a future increase in sample size might allow us to determine to what extent this relationship is significant, especially if we confirm that the smaller clutches are associated to river zones having lower food availability. At the same time, the lack of such a significant effect might reveal that food availability during the breeding season remains over the level at which it may impose constraints for dippers breeding within our region.

## **ACKNOWLEDGEMENTS**

This work was partly funded by the Basque Government and the Gipuzkoa Administration. Nest-boxes and the breeding survey were authorised by the Gipuzkoa Administration. Thanks to the people who collaborated during the field work, especially to the Gipuzkoa Forest Ranger Team.

Thanks to Pablo Marina for his help with the translation as well as for his comments and the writing of the article.

## REFERENCES

- Aierbe, T., Olano, M., Vázquez, J. 2001. Atlas de las aves nidificantes de Gipuzkoa. *Munibe* 52 (Supl.)
- Baake, W. 1982. Ein Harzbach und seine Wasseramseln. *Falke* 29: 373-376.
- Balát, F. 1964. Breeding biology and population dynamics of the Dipper. *Zool. Listy*. 13: 305-320.
- Breitenmoser-Wursten, C. 1988. Zur Brutbiologie der Wasseramsel (*Cinclus cinclus*) im Saaneland (Verner Oberland, Schweiz Nordalpen). *Okol. Vogel* 10: 119-150.
- Cramp, S. 1988. *Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa. Vol. 5*. Oxford University Press. Oxford.
- Czapulak, A. 1988. Distribution and breeding ecology of Dippers in Kłozko Land. *Birds of Silesia* 6: 97-116.
- Efteland, S. 1975. Tidleg Hekking hja Fossekall [Early breeding in the Dipper]. *Sterna* 14: 185-189.
- Efteland, S., Kyllingstad, K. 1984. Nesting success in a S.W. Norwegian Dipper population. *Fauna Norv. Ser. C., Cinclus* 7: 7-11.
- Esteban, L., Campos, F. 1993/1994. Reproducción del mirlo acuático (*Cinclus cinclus*) en Navarra. *Anuario Ornitológico de Navarra* 1: 8-16.
- Haartman, L. 1969. Nest site and evolution of polygyny in European passerine birds. *Ornis Fennica* 46: 1-12.
- Haensel, J. 1977. Zum Vorkommen der Wasseramsel (*Cinclus cinclus aquaticus* Bechst.) im Harz. *Beitr. Vögelkd.* 23: 9-30.
- Hagemeijer, W. J. M., Blair, M. J. 1997. *The EBCC Atlas of European Breeding Birds. Their distribution and abundance*. T & A D Poyser. London.
- Hardy, J., Rae, R., Rae, S. 1978. Breeding success of Dippers in the Grampian region. *Grampian Ring. Group. Rep.* 1: 23-25.
- Hewson, R. 1967. Territory, behaviour and breeding of the Dipper in Banffshire. *British Birds* 60: 244-252.
- Huntley, B., Green, R. E., Collingham, Y. C., Willis, S. G. 2007. *A climatic atlas of European breeding birds*. Lynx. Barcelona.
- López, V., Vázquez, X., Gómez-Serrano, M. A. 2003. *Mirlo Acuático Cinclus cinclus*. En: Atlas de las aves reproductoras de España. Martí, R., Del Moral, J. C. (Ed.): 406-407. SEO/BirdLife-MMA. Madrid.
- Mawby, P. J. 1961. A study of the Dipper (*Cinclus gularis*) in the Sedbergh area. *Naturalist* 87: 45-49.
- Mestre, P. 1980. *Ocells del Penedès. Ocells nidificants*. Museu de Vilafranca. Vilafranca del Penedès.
- Mork, K. 1975. Bigami-og to kull i same sesong- pavist hos fossekall. *Sterna* 14: 131-134.
- Newton, I. 1998. *Population limitation in birds*. Academic Press. London.
- Newton, I. 2004. Population limitation in migrants. *Ibis* 146: 197-226.
- Newton, I. 2013. *Bird populations*. Collins New Naturalist Library. London.
- Newton, S. F. 1989. Recruitment dynamics of a resident passerine: dippers *Cinclus cinclus* in Scotland, University of Stirling.
- Ormerod, S. J., Tyler, S. J. 1993. *Birds as indicators of changes in water quality*. En: Birds as monitors of environmental change. Furness, R. W., Greenwood, J. J. P. (Ed.): Chapman & Hall. London.
- Priemethofer, A. 1987. Die Wasseramsel (*Cinclus cinclus*) an der Aist. *Naturk. Jb. Stadt Linz* 30: 75-116.
- R Core Team (2014). "R: A language and environment for statistical computing." from <http://www.R-project.org>.
- Ristow, D. 1968. Die Wasseramsel (*Cinclus cinclus aquaticus*) im Kesselinger Bachsystem. *Charadrius* 4: 167-180.
- Robson, R. W. 1956. The breeding of the Dipper in north Westmoreland. *Bird Study* 3: 170-180.
- Rockenbauch, D. 1985. Dippers (*Cinclus cinclus aquaticus*) and civilization exemplified at the river system of the Fils (Swabian Alb.). *Okol. Vögel* 7: 171-184.
- Sackl, P., Dick, G. 1988. Zur Brutbiologie der Wasseramsel (*Cinclus cinclus*) im Flusssystem des Kamp, Niederösterreich. *Egretta* 31: 56-69.
- Sánchez, J. M., Jauregi, J. I., Goikoetxea, J., Aranguren, I., Arizaga, J. 2017. Assessing the impact of extreme

- flooding on survival in a southern European population of White-throated Dippers *Cinclus cinclus*. *Bird Study* 64: 45-50.
- Schmid, W. 1985. Daten zur Brutbiologie der Wasseramsel (*Cinclus c. aquaticus*) im Bachsystem der Lauter und Lindach im Landkreis Esslingen, Nordwürttemberg. *Ökol. Vögel* 7: 225-238.
- Shaw, G. 1978. Breeding biology of Dipper. *Bird Study* 25: 149-160.
- Shooter, P. 1970. The Dipper population of Derby-shire. *British Birds* 63: 158-163.
- Smiddy, P., Ohalloran, J., Omahony, B. , Taylor, A. J. 1995. The breeding biology of the Dipper *Cinclus cinclus* in South-west Ireland. *Bird Study* 42: 76-81.
- Steffens, R. , Sturm, A. 1978. Das gegenwärtige Brutvorkommen der Wasseramsel im Bezirk Dresden und Vorschläge für seinen wirksameren Schutz. *Naturschutzarb Heimatforsch Sachsen* 20: 19-39.
- Tucker, G. M. , Heath, M. F. 2004. *Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status*. BirdLife International. Cambridge.
- Tyler, S. J. , Ormerod, S. J. 1985. Aspects of the breeding biology of Dippers *Cinclus cinclus* in the southern catchment of the river Wye, Wales. *Bird Study* 32: 164-169.
- Tyler, S. J. , Ormerod, S. J. 1992. A review of the likely causal pathways relating the reduced density of breeding dippers *Cinclus cinclus* to the acidification of upland streams. *Environmental Pollution* 78: 49-55.
- Tyler, S. J. , Ormerod, S. J. 1994. *The Dippers*. T & A. D. Poyser. London.
- Voelker, G. 2002. Molecular phylogenetics and the historical biogeography of dippers (*Cinclus*). *Ibis* 144: 577-584.
- Wagner, S. 1985. Zur Situation der Wasseramsel (*C. c. aquaticus*) in Karnten (Südösterreich). *Ökol. Vögel* 7: 209-214.
- Wilson, J. D. 1996. The breeding biology and population history of the Dipper *Cinclus cinclus* on a Scottish river system. *Bird Study* 43: 108 - 118.
- Zang, H. 1981. Zur Brutbiologie und Höhenverbreitung der Wasseramsel (*Cinclus c. aquaticus*) im Harz. *Journal of Ornithology* 122: 153-162.



# ***CAPÍTULO 5***

## **Primeros datos sobre la dispersión posjuvenil y dispersión natal del mirlo acuático en una población del sur de Europa**

Jose M. Sánchez, Jose I. Jauregi, Javier Goikoetxea, Iñaki Aranguren, Juan Arizaga

(Enviado a Munibe)





# Primeros datos sobre la dispersión posjuvenil y dispersión natal del mirlo acuático en una población del sur de Europa

Jose M. Sánchez<sup>1\*</sup>, Jose I. Jauregi<sup>1</sup>, Javier Goikoetxea<sup>1</sup>, Iñaki Aranguren<sup>1</sup>, Juan Arizaga<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Department of Ornithology, Aranzadi Sciences Society, Zorroagagaina 11, E20014 Donostia-S. Sebastián, Spain.

\*Corresponding author: [jmsanchez@aranzadi.eus](mailto:jmsanchez@aranzadi.eus)

## RESÚMEN

La dispersión natal en el mirlo acuático *Cinclus cinclus* es todavía un proceso poco conocido, más aún en el sur de su área de distribución en Europa. En 2014 se comenzó en Gipuzkoa un proyecto de colocación de cajas-nido para mirlos acuáticos. Esta nota se centra en la dispersión natal y tiene como objetivo un análisis, de carácter preliminar, con los primeros datos sobre este proceso en la región de estudio. Durante la temporada de cría de 2014 a 2016 se marcaron un total de 291 pollos, de los que 10 ejemplares fueron posteriormente recapturados. No obstante, sólo en uno de ellos se pudo determinar el valor de dispersión natal en un ejemplar; se trató de una hembra que se dispersó 7,8 km desde su punto de origen natal hasta el nido donde crío por primera vez. El resto de recapturas se produjeron en promedio ( $\pm$  SD)  $134 \pm 25$  días tras el anillamiento, todas ellas entre los meses de julio y octubre, esto es antes de la época de cría. Estas aves se hallaron a una distancia que varió entre 700 m y 19,0 km, si bien casi todas ellas fueron en realidad recapturadas a  $<5$  km de su nido de origen. En la discusión se abordan las posibles causas de unos resultados que son, dado el bajo tamaño muestral obtenido, preliminares.

## PALABRAS CLAVE

Dispersión post-natal, *Cinclus cinclus*, Gipuzkoa,

## INTRODUCCIÓN

La dispersión natal (en adelante, DN) se define como la distancia entre el lugar de nacimiento de un ejemplar y el lugar donde se reproduce por primera vez. La DN juega un papel clave en los procesos demográficos (Hafner *et al.*, 1998; Bretagnolle *et al.*, 2004; Coulton *et al.*, 2011)

El mirlo acuático *Cinclus cinclus* L., 1758 es un passeriforme politépico distribuido en casi todo el Paleártico, desde el oeste de Europa (Portugal) hasta Asia Oriental (Cramp, 1988). En general la especie se asocia a cursos fluviales de agua limpia, poco profunda, rica en macroinvertebrados (Ormerod & Tyler, 2005). En el sur de Europa la especie se localiza, mayoritariamente, en ríos de montaña (Ormerod & Tyler, 2005). En el área cantábrica, no obstante, es común en toda la región (Aierbe *et al.*, 2001; López *et al.*, 2003). En la Comunidad Autónoma Vasca (CAV) es común en las cuencas del área cantábrica y se rarifica en la región mediterránea, reproduciendo de este modo el patrón descrito, a otra escala, en toda España (López *et al.*, 2003).

La DN es todavía un proceso poco conocido en la especie de estudio (Cramp, 1988). En estudios llevados a cabo en Reino Unido observaron que, en conjunto, sólo en un 30% de los ejemplares que marcaron como pollos o volantones en periodo de cría la DN estaba en un rango de 5 a 30 km (el resto se observó a distancias inferiores) (Tyler *et al.*, 1990). Por sexos, no obstante, fueron las hembras

las que se dispersaron más, con un 62,5% halladas a >5 km. En el caso de España, no existe un sólo estudio sobre el particular. Un análisis sobre movimientos a escala peninsular reveló que el 90% de las recapturas de aves anilladas se obtuvo a distancias inferiores a 10 km y sólo un ejemplar hizo un desplazamiento >100 km (Regla & Arizaga, 2016). Los resultados hallados en España no difieren de lo descrito para el resto de los países del sur, centro y este de Europa (Maumary *et al.*, 2007; Cepák *et al.*, 2008; Kralj *et al.*, 2013), si bien en todos estos estudios se trata de aves capturadas ya como adultos o jóvenes emancipados, por lo que no son adecuados para estimar DN.

En 2014 se comenzó en Gipuzkoa un proyecto de colocación de cajas-nido para mirlos acuáticos. A partir de 2014 se desarrolló un seguimiento exhaustivo de estas cajas durante el periodo de cría, con el fin de (1) marcar los pollos y padres mediante anillamiento y (2) identificar, en años subsiguientes, dichos ejemplares marcados para estimar DN y dispersión reproductiva. Esta nota se centra en la DN y presenta como objetivo un análisis, de carácter preliminar, con los primeros datos sobre DN en la población estudiada.

## MATERIAL Y MÉTODOS

El muestreo se realizó en la provincia de Gipuzkoa (España). En conjunto, se consideraron 27 cursos fluviales situados en las cuencas del Oria ( $n = 11$  ríos), Urumea (7), Urola (5), Bidasoa (2) Oiartzun (1) e Igara (1).

Durante el invierno de 2013-2014 se colocaron un total de 215 cajas- nido para mirlo acuático en el área de estudio. Cada una de las cajas fue identificada con un código alfanumérico para su seguimiento. Durante el periodo de cría (marzo-junio) de 2014 a 2016 se hizo un seguimiento de las cajas con el fin de marcar los pollos a través de anillamiento (temporadas 2014 a 2016) y determinar su DN (temporadas 2015 a 2016). Esto último se hizo mediante la identificación de ejemplares nidificantes marcados en años anteriores como pollos. Adicionalmente, a lo largo de todo el año se llevaron a cabo jornadas de anillamiento en el río con el objeto de capturar mirlos anillados. En conjunto, se invirtieron un total de 295 jornadas de muestreo en la revisión de cajas y anillamiento de pollos además de 27 jornadas adicionales en la captura de aves adultas .

Mientras que los pollos se anillaron en nido, en el caso de aves adultas se emplearon redes japonesas (luz: 16 mm; altura: 2,5 m; longitud: 6-12 m, en función de la anchura del río), situadas de lado a lado del río, a intervalos de ca. 500 m, durante un periodo de aproximadamente 4 h, tanto desde el orto como antes del ocaso. En cada una de las jornadas de muestreo se recorrieron, normalmente, unos 2 km lineales de cauce.

Cada individuo capturado se anilló y leyó la anilla si ya estaba anillado. Además, en aves recapturadas se midió la longitud alar (método III, según Svensson, 1996), con el fin de determinar su sexo mediante morfología (Arzak *et al.*, 2014). Durante

el periodo reproductivo la determinación del sexo fue complementada con el examen de la zona ventral/cloacal: se identificó como hembra a los individuos con placa de incubación manifiesta (código 2 a 4, sensu Pinilla, 2000) y como machos a los individuos con protuberancia cloacal patente (código 7, sensu Pinilla, 2000).

Para el análisis de datos sólo se han considerado los mirlos que fueron anillados como pollos y recapturados posteriormente. La distancia de DN se midió en línea recta desde el punto de anillamiento al punto de recaptura.

## RESULTADOS

Durante el periodo 2014-2016 se anillaron un total de 291 pollos (Tabla 1). En este periodo, se obtuvieron 11 recapturas de un total de 10 aves (3,4%). En el caso del ejemplar que fue recapturado dos veces hay que considerar que fue recuperado en el mismo lugar, localizado a 3,2 y 3,5 km de su nido de origen 95 y 113 días tras su anillamiento, respectivamente. Consideraremos para el análisis de este ejemplar la información de la última recaptura.

**Tabla 1.** Número de mirlos capturados como pollos y recapturados posteriormente en Gipuzkoa, durante el periodo 2014-2016. Dos de las recapturas que se produjeron en 2015 son de un sólo ejemplar.

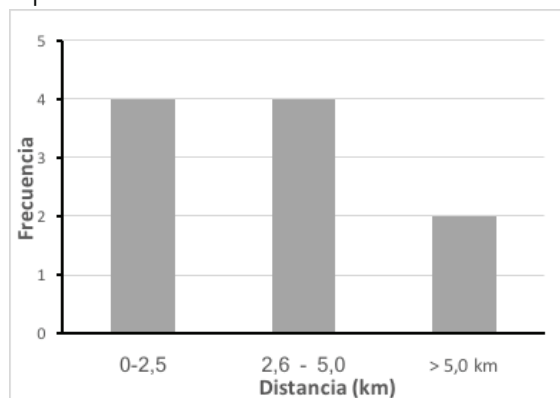
Año	Capturas	Recapturas
2014	70	2
2015	100	5
2016	121	4

En cuanto a sexo, 6 de las aves que se recapturaron fueron machos, 3 fueron hembras y en el ejemplar restante no se pudo determinar el sexo debido al ligero solapamiento biométrico en la longitud alar de ambos sexos (alas de 86-89 mm).

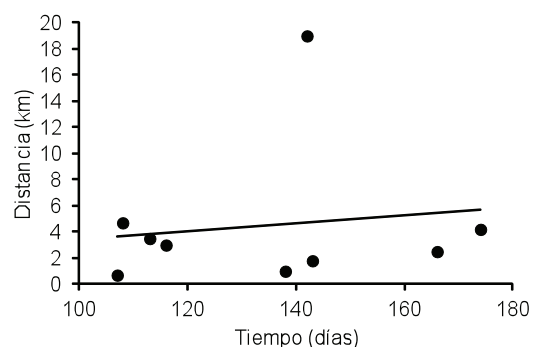
Sólo se pudo determinar el valor de DN en un ejemplar, hembra, anillada en un nido del río Albistur (cuenca del río Oria) en 2015 y recapturada como reproductora en una caja del Asteasu (cuenca del río Oria) en 2016, a 7,8 km. El resto de casos son aves que se recapturaron en vuelo, fuera de su nido de origen, pero fuera de la época de cría o no vinculados a ningún nido conocido. Para estos casos, las recapturas se produjeron en promedio ( $\pm$  SD)  $134 \pm 25$  días tras el anillamiento. Mensualmente, todas estas recapturas se reparten entre los meses de julio y octubre, esto es, mucho antes del periodo de cría, cuando los jóvenes aún se encuentran en el territorio de origen, en proceso de dispersión o ya en su futuro territorio de cría pero en el que aún no se ha podido confirmar la nidificación y, en consecuencia, determinar el valor de DN.

Exceptuando el ave en que se determinó la DN, la distancia de recuperación varió entre 700 m y 19,0 km (Fig. 1). Hubo cambio de cuenca en 1 ejemplar, de río en la misma cuenca en 2 aves y 6 se recapturaron en el mismo río. No hallamos correlación significativa entre el número de días transcurridos y la distancia recorrida entre la fecha de anillamiento y recaptura (Fig. 2;  $r^2 = 0,02$ ,  $P > 0,05$ ).

**Fig. 1.** Frecuencia de distribución de la distancia de recaptura de mirlos acuáticos anillados como pollos en Gipuzkoa.



**Fig. 2.** Relación lineal (recta) de la distancia de recaptura y el tiempo transcurrido entre la fecha de anillamiento de mirlos acuáticos como pollos y la de recaptura, en Gipuzkoa.



## DISCUSIÓN

Aunque preliminar, este estudio es el primero en tratar de analizar la dispersión natal del mirlo acuático en Gipuzkoa y uno de los pocos que abordan esta cuestión para el sur de Europa (Tyler & Ormerod, 1994). Aunque en un periodo de tres años se anillaron casi 300 pollos, sólo se recapturaron 10 ejemplares, de los que sólo uno lo

fue como reproductor (esto es, sólo en un caso se pudo determinar el valor de DN). El aproximadamente 3% de tasa de recapturas de aves anilladas como pollos en el nido contrasta con el 33,6% de recapturas observadas para las aves que se capturaron en vuelo, fuera de su nido, tanto como jóvenes o adultos ( $n = 438$ ), durante el periodo de estudio.

En todo este tiempo se invirtió un esfuerzo de muestreo relativamente alto (con más de 300 jornadas de muestro, tanto de revisión de cajas-nido como de anillamiento en el cauce), por lo que la baja tasa de aves recapturadas debe asociarse, posiblemente, a otros factores entre los que se podría considerar: (1) la mortalidad de pollos en el nido y tras el abandono de éste, la cual podría llegar a afectar a un porcentaje alto de ejemplares (Newton, 1998); (2) la posibilidad de que la dispersión se produjera hacia zonas situadas más allá del área de estudio.

Considerando el carácter preliminar de nuestro estudio, observamos, no obstante, concordancia con los resultados hallados en Reino Unido (Tyler *et al.*, 1990), donde un 88% de ejemplares de primer año fue recapturado a <5 km del lugar donde nacieron. Considerando la DN, encontramos que la distancia de 7,8 km hallada en Gipuzkoa se sitúa en el rango de máxima frecuencia (de 5 a 30 km) registrado en Reino Unido (Tyler *et al.*, 1990).

Llama la atención en nuestro estudio el relativamente alto número de recapturas halladas a poca distancia de la zona (nido) de anillamiento. En

promedio, el tiempo transcurrido entre la fecha de anillamiento y recaptura de las aves que se recapturaron a <5 km del nido fue de más de 100 días. Teniendo en cuenta que los pollos se anillaron a una edad muy próxima al momento de abandono del nido hay que asumir que buena parte de este tiempo coincide con el periodo de dependencia parental una vez se abandona el nido, sumado posiblemente a la permanencia tolerada de los vástagos en su territorio de origen. Hinde (1956) ya sugirió que es ventajoso para las aves estar familiarizadas con la distribución de recursos dentro de un territorio. Tal familiaridad llevaría implícita la fidelidad al territorio de origen, si bien esto no es compatible con la cohabitación con los progenitores a medio o largo plazo en un mismo territorio, especialmente de cara a la siguiente temporada de cría. Así, o bien detectamos un prolongado periodo de dependencia parental o bien cierta tolerancia a la presencia de los vástagos una vez finaliza el periodo de cría. En estudios llevados a cabo mediante radioseguimiento se vio que los pollos ya volantones hicieron un rápido y único movimiento fuera de su territorio natal en algún momento de la tercera o cuarta semana tras el abandono del nido (Newton, 1989). Aunque puede haber variaciones entre zonas, no hay motivos que, *a priori*, pudieran explicar esta causa como el factor que explica una diferencia de más de 60 días para el abandono del territorio de origen en Gipuzkoa respecto Reino Unido. La tolerancia por la presencia de los pollos en el territorio de origen es, quizás y en consecuencia, una explicación más verosímil. Un tercer factor que podría también tenerse en cuenta es que los jóvenes podrían

permanecer en su territorio de origen si existe mortalidad o abandono de los territorios por los progenitores. En su conjunto, la mortalidad adulta en la población estudiada es baja (Sánchez *et al.*, 2017), al igual que el abandono de territorios, según nuestros datos aún no publicados. En todo caso, no hay que olvidar que estamos considerando el 3% de los mirlos que fueron anillados como pollos en Gipuzkoa durante un periodo de tres años por lo que, en definitiva, las explicaciones que aquí se consideran serían, en última instancia, vías de trabajo para futuras investigaciones.

## AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado en parte por la Diputación de Gipuzkoa, Gobierno Vasco y los propios autores (JMS, JIJ, IA y JG). El anillamiento de aves y la colocación y seguimiento de las cajas fue autorizado por la Diputación de Gipuzkoa.

el Gobierno Vasco y la Administración de Gipuzkoa. Las cajas de nido, el seguimiento de cría fueron autorizadas por la Administración de Gipuzkoa.

## BIBLIOGRAFÍA

Aierbe, T., Olano, M., Vázquez, J. 2001. Atlas de las aves nidificantes de Gipuzkoa. *Munibe* 52 (Supl.)

Arzak, A., Jauregi, J. I., Goikoetxea, J., Sánchez, J. M., Aranguren, I., Arizaga, J. 2014. Sexado de Mirlos acuáticos *Cinclus cinclus* en Gipuzkoa a partir de la biometría. *Revista Catalana d'Ornitologia* 30: 54-62.

Bretagnolle, V., Inchausti, P., Seguin, J. F., Thibault, J. C. 2004. Evaluation of the extinction risk and of conservation alternatives for a very small insular population: the bearded vulture *Gypaetus barbatus* in Corsica. *Biological Conservation* 120: 19-30.

Cepák, J., Klvaňa, P., Škopek, J., Schröpfer, L., Jelínek, M., Hořák, D., Formánek, J., Zárybnický, J. 2008. *Atlas migrace ptáků České a Slovenské republiky [Czech and Slovak bird migration atlas]*. Aventium. Praha.

Coulton, D. W., Clark, R. G., Howerter, D. W., Anderson, M. G., Wassenaar, L. I. 2011. Costs and benefits of natal dispersal in yearling mallards *Anas platyrhynchos*. *Journal of Avian Biology* 42: 123-133.

Cramp, S. 1988. *Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa. Vol. 5*. Oxford University Press. Oxford.

Hafner, H., Kayser, Y., Boy, V., Fasola, M., Julliard, A.-C., Pradel, R., Cézilly, F. 1998. Local Survival, Natal Dispersal, and Recruitment in Little Egrets *Egretta garzetta*. *Journal of Avian Biology* 29: 216-227.

Hinde, R. A. 1956. The biological significance of the territories of birds. *Ibis* 98: 340-369.

Kralj, J., Barišić, S., Čiković, D., Tutiš, V. 2013. *Atlas Selidbe Ptica Hrvatske [Croatian Bird Migration Atlas]*. Croatian Academy of Sciences and Arts. Zagreb.

López, V., Vázquez, X., Gómez-Serrano, M. A. 2003. *Mirlo Acuático Cinclus cinclus*. En: Atlas de las aves reproductoras de España. Martí, R., Del Moral, J. C. (Ed.): 406-407. SEO/BirdLife-MMA. Madrid.

Maumary, L., Vallotton, L., Knaus, P. 2007. *Les oiseaux de Suisse*. Station ornithologique Suisse. Sempach.

Newton, I. 1998. *Population limitation in birds*. Academic Press. London.

Newton, S. F. 1989. Recruitment dynamics of a resident passerine: dippers *Cinclus cinclus* in Scotland, University of Stirling.

Ormerod, S. J., Tyler, S. J. 2005. *Family Cinclidae (Dippers)*. En: Handbook of the Birds of the World. Vol 10. del Hoyo, J., Elliot, A., Christie, D. A. (Ed.): 332-355. Lynx Edicions. Barcelona.

Pinilla, J. 2000. *Manual para el anillamiento científico de aves*. SEO/BirdLife y DGCM-MIMAM. Madrid.

Regla, M., Arizaga, J. 2016. Patrones de movimiento del mirlo acuático *Cinclus cinclus* L., 1758 en España: análisis de recapturas. *Munibe* 64: online.

Sánchez, J. M., Jauregi, J. I., Goikoetxea, J., Aranguren, I., Arizaga, J. 2017. Assessing the impact of extreme



flooding on survival in a southern European population of White-throated Dippers *Cinclus cinclus*. *Bird Study* 64: 45-50.

Svensson, L. 1996. *Guía para la identificación de los passeriformes europeos*. Sociedad Española de Ornitología. Madrid.

Tyler, S. J., Ormerod, S. , Lewis, J. M. S. 1990. The post-natal and breeding dispersal of Welsh dippers *Cinclus cinclus*. *Bird Study* 37: 18-23.

Tyler, S. J. , Ormerod, S. J. 1994. *The Dippers*. T & A. D. Poyser. London.







Sorgin Zubi - Puente de las Brujas. Leitzaran